

Botanisk biofiltrering av inomhusluft

Det sitter i väggarna

Botanical cleaning of indoor air

Ingrained in the walls

Författare: Jens Öqvist



Självständigt arbete • 15 hp

Landskapsingenjörsprogrammet

Alnarp 2018

Botanisk biofiltrering av inomhusluft

Det sitter i väggarna

Botanical cleaning of indoor air

Ingrained in the walls

Jens Öqvist

Handledare: Helena Karlén, SLU, Institutionen för biosystem och teknologi

Examinator: Tobias Emilsson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Omfattning: 15 hp

Nivå och fördjupning: G2E

Kurstitel: Examensarbete i landskapsarkitektur för landskapsingenjörer

Kurskod: EX0793

Program: Landskapsingenjörsprogrammet

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2018

Omslagsbild: Karina Brozinic, Älvsjömässan

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Nyckelord: Botanisk rening, växtrening, luftföroreningar, inomhusluft, VOC:s, luftrening, mikrober, botaniskt biofilter, växtvägg, ren luft

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för landskapsarkitektur, trädgårds- och växtproduktionsvetenskap

Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

Förord

Jag valde att söka till landskapsingenjörsprogrammet då jag alltid haft ett intresse för natur, vattenmiljöer, djur och växter. Det har varit trevligt att studera på SLU i Alnarp, med dess exotiska park och alla trevliga människor. Jag vill tacka alla som har stöttat mig under min utbildning och alla intressanta föreläsare och lärare som sporrat min nyfikenhet, samt Helena Karlén för handledningen av mitt examensarbete. Jag vill även tacka Greenworks som gav mig möjligheten att plantera Sveriges största inomhusväxtvägg, samt erbjöd mig en ingång i arbetslivet inom ett intressant och innovativt fält.

Som sista uppgift under mina år på landskapsingenjörsprogrammet bestämde jag tillsammans med Greenworks att utreda frågan om växters förmåga att rena föroreningar i inomhusluften, vilket resulterade i det här examensarbetet.

Sammanfattning

Vår inomhusluft utsätts kontinuerligt för olika typer av föroreningar, främst olika typer av VOC (lättflyktiga organiska ämnen) som förångas från olika byggnadsmaterial och konsumentprodukter. Det uppstår även luftföroreningar inomhus från olika typer av förbränningsprocesser.

Det har konstaterats att föroreningar i inomhusluften är kopplade till olika symptom, alltifrån huvudvärk och illamående till cancer. Högre krav på energieffektiva byggnader har lett till tätare konstruktioner samtidigt som det visat sig att koncentrationen av luftföroreningar i inomhusluften är högre jämfört med utomhusluften. Idag renas luften inomhus genom olika typer av ventilationssystem där ny luft kontinuerligt tas utifrån och in i byggnaden. En alternativ metod kan vara att rena luften med hjälp av växter.

Syftet med uppsatsen är att med hjälp av dagens kunskapsläge dels ta reda på om växter kan rena inomhusluften samt vilka mekanismer som ligger bakom den luftrenande förmågan, och dels se över hur man kan öka effektiviteten.

Sedan NASA:s studier över om växter har potential att rena luften på deras rymdstation Skylab under 1980-talet har man försökt förstå de bakomliggande mekanismerna hos växternas luftrenande förmåga. Resultatet av en litteraturgenomgång bestående av främst forskningsrapporter är att krukväxter, planterade i så kallade passiva system utan luftflöde kan reducera luften från en mängd olika föroreningar i slutna behållare. Under verkliga förhållanden råder osäkerhet om passiva system kan rena inomhusluften då olika studier har visat på en stor variation i resultat.

Litteraturgenomgången visar att det är flera delar som är involverade i växternas renande förmåga och att det främst är det mikrobiologiska livet kring rotsystemen som renar luften, inte själva växten. Växtens bladverk tar upp en signifikant del av föroreningarna i luften i passiva system, men den stora delen ackumuleras i växten och sedan släpps ut till luften igen när förhållandena är de rätta. Endast en mindre del bryts ner inne i växten alternativt transporteras ut igen genom rotsystemet.

Ett aktivt flöde av luft genom rotzonen har visat sig öka effektiviteten av luftreningen av föroreningar med flera magnituder. Aktiv biofiltrering i hydroponiskt odlade system, så kallade aktiva växtväggar har många fördelar när det gäller luftkvaliteten. Genom att mata ny luft genom rotsystemen kan mer föroreningar komma i kontakt med det mikrobiologiska livet kring rotsystemen, vilket ökar effektiviteten av luftreningen.

Enbart ett flöde genom ett aktivt system har visat sig signifikant rena luften av olika typer av föroreningar även i de låga koncentrationer som återfinns i vår inomhusluft. Den här typen av system kan konstrueras på flera sätt men vanligtvis i form av en växtvägg. Därför bör fokus kring växters luftrenande av förmåga läggas på aktiva system.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
1.1.Bakgrund/problembeskrivning.....	1
1.2 Syfte.....	1
1.3 Frågeställning	1
1.4 Avgränsning	1
2. Metod	1
3. Teoretisk referensram	2
3.1 Luftföroreningar	2
3.1.1 World Health Organization – utvalda skadliga ämnen i inomhusluften	2
3.2 Växternas processer för reducering av föroreningar i luften.....	4
3.3 Reducering av luftföroreningar av krukväxter i slutna behållare.....	6
3.3.1 Bladverkets inverkan	8
3.3.2 Mikrobiologiska livet kring rotzonens inverkan	10
3.3.3 Initiala koncentrationens betydelse	11
3.4 Reducering av luftföroreningar av krukväxter under verkliga förhållanden.....	14
3.4 Oorganiska luftföroreningar.....	18
3.5 Växtväggar	18
3.5.1 Passiva växtväggar	19
3.5.2 Aktiva växtväggar	22
4. Diskussion.....	25
4.1 Framtida forskningsområden	26
Referenser	27

1. Inledning

1.1. Bakgrund/problembeskrivning

Människan spenderar i genomsnitt 87 procent av sin tid inomhus samtidigt som myndigheter i Europa, Asien och USA har fastställt att inomhusluften är flera gånger mer förorenad jämfört med luften utomhus (EPA, 2017; Klepeis et al., 2001, s. 248; European Environmental Agency, 2013; World health organization, 2010; Environment Australia, 2003; Folkhälsomyndigheten, 2017).

Enligt World Health Organization (WHO) är ren luft är en grundläggande rättighet i människors liv och 4.3 miljoner människor dör varje år på grund av dålig inomhusluft, främst i utvecklingsländer (WHO, 2010). Enligt undersökningar i Sverige har 20 procent av befolkningen symtom orsakade av inomhusmiljön, som bland annat huvudvärk, irritation, astma, luktolägenhet, trötthet och allergi (Miljöhälsorapport, 2017).

Under de senaste decennierna har nya direktiv kring energieffektivitet lett till mer välisolerade byggnader, vilket ökar koncentrationen av föroreningar i inomhusluften (Awbi, 2016), samtidigt som forskningen och den allmänna kunskapen kring föroreningar i inomhusluften ligger efter jämfört med kunskapen kring föroreningar i utomhusluften (WHO, 2010). Tätare byggnader har lett till smartare ventilationssystem, där tilluftsflödet värms upp genom med värmeåtervinningsenheter med energikrävande fläktar (Laverge & Janssens, 2012). Ett alternativ för att rena inomhusluften är att använda sig av växter eller så kallade växtväggar, vilka har blivit alltmer populärt hos både privatpersoner och företag (Manso & Castro-Gomes, 2015). Växters luftrenande kapacitet har diskuterats flitigt efter Bill Wolvertons banbrytande forskning vid NASA (Soreanu et al. 2013), framför allt på artnivå, men mekanismerna bakom den renande förmågan är inte helt klarlagd (Sripapat & Strand, 2016).

1.2 Syfte

Syftet med uppsatsen är att undersöka i vilken utsträckning växter och växtväggar kan påverka luftkvaliteten avseende föroreningar i inomhusluften.

1.3 Frågeställning

Vilken inverkan på luftföroreningar i inomhusluften har bladverket respektive mikroberna i rotzonen hos växterna och hur kan dessa optimeras?

1.4 Avgränsning

Det finns många mekanismer som är inblandade i den luftrenande förmågan och dessa undersöks i grova drag. Mer detaljerade analyser av vad som händer med föroreningarna i exempelvis mikrobiella ekosystem, växternas anatomi på cellnivå samt i olika enzymatiska processer skulle kräva mer resurser och därför har inte sådana gjorts. Uppsatsen är avgränsad till växternas förmåga att rena luften inomhus från de viktigaste typerna av föroreningar.

2. Metod

Litteraturstudier i form av främst forskningsrapporter har använts för att svara på syftet och dess frågeställningar. Med litteraturstudier menas att information söks i olika typer av litteratur (böcker, artiklar, rapporter, uppsatser) för att sedan ta ut det som är relevant (Ejvegård, 2003). Anskaffningen av litteratur kan liknas vid ett detektivarbete där du söker efter svar på olika frågor (Biggam, 2008). För att hitta relevant information har främst sökningar på Google och Google Scholar används. Dessa sökningar har sedan länkat vidare till olika förlag, i huvudsak ScienceDirect, vilket är Elseviers ledande plattform för vetenskapliga artiklar. I princip all litteratur inom området har skrivits på engelska och

sökord som används är exempelvis, *indoor air pollutants*, *botanical air cleaning*, *plant air cleaning*, *plant indoor pollutant*, *VOC removal by plants*, *plant removal pollutants*, *potted plant air cleaning*, *living wall air cleaning*, *living wall air cleaning indoor*. Uppsatsen har en hög diversitet av vetenskapliga artiklar, vilket styrker uppsatsens trovärdighet (Biggam, 2008).

3. Teoretisk referensram

3.1 Luftföroreningar

Luften inomhus kan innehålla en mängd olika föroreningar. Vanligt förekommande är så kallade VOC:s (volatile organic compounds) eller lättflyktiga organiska föreningar på svenska, som är organiska kemiska föreningar som kan förångas i rumstemperatur. VOC:s alstras från exempelvis möbler, byggmaterial, mattor, sprayer, textiler, plaster, rengöringsmedel, målarfärger och andra ämnen för ytbehandling (Soreanu et al, 2013). På grund av brister i toxikologiska data för varje enskild VOC saknas uppgifter om vilka negativa hälsoeffekter merparten av VOC:s i inomhusluften kan innebära (Missia et al., 2010; Wells et al., 2017; United States Environmental Protection Agency, 2017). Symptom som korrelerar med exponering av olika VOC:s är torra ögon, obehag i näsa och hals, huvudvärk, allergiska reaktioner, andnöd, illamående, kräkningar, näsblod, trötthet och yrsel (United States Environment Protection Agency, 2017). Med säkerhet är det fastställt att VOC:s som bensen, formaldehyd, naftalen, trikloretylen och perkloretylen ger negativa effekter på hälsan och dessa ämnen är vanligt förekommande i inomhusluften (WHO, 2010).

Även oorganiska luftföroreningar kan finnas i inomhusluften, som kolmonoxid(CO), koldioxid(CO_2), kväveoxider(NO_x) och svaveldioxider(SO_x). Dessa härstammar framför allt från olika förbränningsprocesser (Soreanu et al., 2013), och är framför allt ett problem i de mindre utvecklade delarna av världen. De nivåer av luftföroreningar som är oorganiska och återfinns inomhus härstammar i regel från luftintaget utifrån i utvecklade länder, om man bor nära exempelvis en väg eller ett industriområde (Sorenanu et al., 2013).

3.1.1 World Health Organization – utvalda skadliga ämnen i inomhusluften

World Health Organization (2010) ger följande information i sin rapport *Guidelines for indoor air quality: selected pollutants* om några skadliga ämnen som är vanligt förekommande i inomhusluften och som har bevisats vara skadliga för vår hälsa. Ämnena de tar upp är bensen, formaldehyd, kolmonoxid, kvävedioxid, naftalen, perkloretylen, polycykliska aromatiska kolväten, radon samt trikloretylen.

Bensen

Bensen är en färglös, brandfarlig vätska med en karaktäristisk odör (WHO, 2010). Bensen är en så kallad VOC som lätt förångas i rumstemperatur. Bensen är cancerframkallande och det finns ingen säker lägstanivå då det inte är känt vid vilken nivå uteblivna negativa effekter uppstår på människor (Naturvårdsverket, 2010). Den senaste forskningen pekar på att hälsoriskerna ökar linjärt med andelen bensen och att även en minimal mängd kan vara skadlig (Smith, 2010). Arbetsmiljöverkets gränsvärden i Sverige har definierat ett nivågränsvärde på 0.5 ppm eller 1.5 mg/m^3 , samt ett korttidsgränsvärde (15 minuter) på 3 ppm och 9 mg/m^3 (Arbetsmiljöverket, 2015).

Bensen kan härstamma från en mängd olika källor, bland annat avgaser från bilar, cigarettrök, vedeldning, byggmaterial, möbler, matlagning och lösningsmedel (Naturvårdsverket, 2010; WHO, 2010). Inandning av luft står för 95 till 99 procent av människors exponering av ämnet och inomhusluften innehåller i regel mer bensen jämfört med utomhusluften (WHO, 2010).

Formaldehyd

Formaldehyd är en färglös brandfarlig VOC med stickande lukt och verkar starkt irriterande på ögon och lungor även vid låga nivåer som kan finnas i inomhusluften. Vid långvarig exponering av låga nivåer är det även cancerframkallande. Formaldehyd i inomhusluften släpps ut från olika typer av byggnadsmaterial, samt olika typer av konsumentprodukter, till exempel, textilier, målarfärger, lim, borttagningsmedel, lacker, sprayer och elektronik. Gränsvärdet enligt WHO för formaldehyd i inomhusluften är 0.1 mg/m^3 (WHO, 2010).

Kolmonoxid

Kolmonoxid är en färg, smak, luktlös samt icke irriterande giftig gas. Den produceras vid dålig förbränning av kolbaserade bränslen såsom trä, olja, kol, naturgas och fotogen (WHO, 2010). Kolmonoxid kan vara mycket skadlig att andas in och kan snabbt leda till kvävning då den binds 250 gånger starkare än vad syre gör till våra röda blodkroppar (Wikipedia, 2017c). Höga nivåer av kolmonoxid (över flera hundra mg/m^3) kan orsaka medvetslöshet och död. Exponering av kolmonoxid i lägre nivåer under en längre tid kan ge exempelvis minnesproblem, yrsel, huvudvärk, illamående, psykiska ohälsa och hjärtproblem (WHO, 2010).

I den utvecklade delen av världen, exempelvis Europa och Nordamerika är kolmonoxidvärdena i inomhusluften långt under de rekommenderade gränsvärdena (WHO, 2010). Gränsvärdena enligt arbetsmiljöverket är 35 ppm eller 40 mg/m^3 samt ett korttidsgränsvärde (15 minuter) på 100 ppm och 120 mg/m^3 (Arbetsmiljöverket, 2015).

Kvävedioxid

Kvävedioxid är en rödbrun giftig gas med en karakteristisk skarp, bitande odör. Kvävedioxid i inomhusluften härstammar oftast från olika typer av förbränningsprocesser, exempelvis tobaksrökning, gas-, ved-, olja-, fotogen- samt kolförbränning. Förekomsten av gasen i inomhusluften har en tendens att öka i urbana områden på grund av avgaser i utomhusluften som sedan tas in genom ventilationssystemen (WHO, 2010). Kvävedioxid verkar irriterande på luftvägarna och kan orsaka skador på lungorna. I höga halter är gasen dödlig. Gränsvärdet enligt WHO för kvävedioxid i inomhusluften är $40 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ årligen samt $200 \text{ }\mu\text{g/m}^3$ under kortare tid (1 timme) (WHO, 2010).

Naftalen

Naftalen är både en volatile organic compound (VOC) och en polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) som är allmänt förekommande i inomhusluften (Batterman et al., 2012). Ämnet uppträder som en vit kristallmassa i fast form och när den förgasas i luften har den en karakteristisk (malkulorliknande) genomträngande lukt även vid mycket låga koncentrationer (WHO, 2010). Naftalen i inomhusluften härstammar från tobaksrök, inomhusförbränning, byggnadsmaterial samt olika typer av konsumentprodukter. Naftalen har visat sig skadlig på djur, med inflammationer och tumörer i övre luftvägarna och har därför klassificerats som troligen cancerframkallande för människor. Gränsvärdet enligt WHO för naftalen i inomhusluften är 0.01 mg/m^3 (WHO, 2010).

Perkloretylen

Perkloretylen är en färglös vätska med skarp och sötaktig lukt och klassificeras som en VOC. Ämnet används i många industriella processer och återfinns i många konsumentprodukter som exempelvis, lim, doftämnen, fläckborttagare, tygbehandlingsmedel, avfettningsmedel, rengöringsmedel och kemtvättmedel (WHO, 2010). Perkloretylen är cancerframkallande, ger negativa effekter på njurarna

samt muterar celler och är reproduktionsstörande (WHO, 2010; Wikipedia, 2017e). Gränsvärdet i inomhusluften enligt WHO är 0.25 mg/m^3 årligen i genomsnitt (WHO, 2010).

Polycykliska aromatiska kolväten

Polycykliska aromatiska kolväten är en stor grupp av organiska föreningar med två eller fler sammankopplade aromatiska molekylringar (vanligtvis bensen) som avger en stark lukt. De är väldigt spridda i miljön och bildas genom förbränning av kolbaserade material vid höga temperaturer, det vill säga avgaser från fordon och andra kolbaserade industriutsläpp. Polycykliska aromatiska kolväten i inomhusluften härstammar från både utomhusluften (främst i urban miljö), och från inomhusluften av tobaksrökning, matlagning, gasspisar, braskaminer, ljus och rökelse (WHO, 2010).

Den största faran med polycykliska aromatiska kolväten är olika former av cancer och hjärt- och kärlsjukdomar. Det finns ingen miniminivå som är säker och riktlinjerna är att alla nivåer av polycykliska aromatiska kolväten kan vara hälsofarliga (WHO, 2010).

Radon

Radon är en radioaktiv ädelgas som är en sönderfallsprodukt av uranium som finns naturligt i all jord och berg. Radon sipprar ut från marken och in i hus genom sprickor och andra håligheter i husgrunden och kan även bildas från olika byggmaterial som är gjorda av sten eller jord. Grundvattnet kan också påverka inomhusluftens radonhalter, speciellt om berggrunden visar sig ha höga halter av uranium (WHO, 2010).

Radon är cancerogen för människor och koncentrationerna för radon i luften enligt WHO:s gränsvärden jämförs som 1:100 och 1:1 000 sannolikhet att vara en hälsorisk över en livstid. Vid 1/100 sannolikhet för hälsorisk 1670 Bq/m^3 och för 1/1000 sannolikhet för hälsorisk 167 Bq/m^3 (WHO, 2010).

Triklloretylen

Triklloretylen är en färglös vätska med kloroformliknande lukt och klassificeras som en VOC. De största källorna av triklloretylen i inomhusluften kommer från behandlat trä, olika typer av lack, ytbehandlingar, smörjmedel, lim, elektronik, färgborttagningsmedel och rengöringsmedel. Triklloretylen är cancerogent och skadligt för nervsystemet (WHO, 2010). Användningen av triklloretylen är numera mycket restriktiv eller förbjuden i EU (Wikipedia, 2017d).

WHO:s gränsvärden för koncentrationen av triklloretylen i luften jämförs som 1:10 000, 1: 100 000 och 1:100 000 000 sannolikhet att vara en hälsorisk över en livstid. Vid 1:10 000 sannolikhet för hälsorisk $230 \mu\text{g/m}^3$, vid 1:100 000 $23 \mu\text{g/m}^3$ och vid 1:100 000 000 $2.3 \mu\text{g/m}^3$ (WHO, 2010).

3.2 Växternas processer för reducering av föroreningar i luften

Växter kan verka vara passiva för det mänskliga ögat men de är i högsta grad dynamiska. De skapar och utsöndrar en mängd komplexa och osynliga ämnen kontinuerligt runt blad och rötter (Wolverton, 1997). Växternas system med membran och olika typer av kärl för transport av vatten och näring skapar också transportvägar för olika typer av föroreningar (Limmer & Burken, 2016). Studier har visat att inomhusväxter kan reducera de flesta typer av skadliga ämnen i inomhusluften, exempelvis mängder med olika VOC:s samt icke organiska ämnen som kolmonoxid(CO), koldioxid(CO_2), kväveoxider(NO_x) och svaveloxider(SO_x) (Brennan, 2011).

Enligt Sorena et al. (2013) kan växternas luftrenande förmåga förklaras utifrån fem olika mekanismer.

1. Mikroorganismernas nedbrytning kring rotsystemet (rotzonen)

Växter skapar en mikromiljö med flera typer av mikroorganismer runt rotsystemen vilket är livsviktig för växtens överlevnad. Mikroorganismerna omvandlar olika näringsämnen så att de kan tas upp av växten, samtidigt som växterna släpper ut en del av sina sockerarter och andra ämnen som i sin tur stimulerar och ökar antalet mikroorganismer. De senaste 50 årens forskning har klarlagt att mikroberna snabbt anpassar sig till nya förutsättningar, det vill säga finns det mycket av ett visst ämne så kommer de mikrober som konsumerar dessa att öka i antal, vilket även gäller olika typer av föroreningar (Wolverton, 1997).

2. Fytoextraktion

Fytoextraktion innebär förmågan hos växtens biomassa att ta upp olika typer av ämnen. Det kan ske genom rotsystemet och växtens bladverk med hjälp av adsorption (ämnet fastnar på ytan) och absorption (ämnet suggs upp). Rotsystemet tar främst upp föroreningar som är lösta i vätskor och bladen, närmare bestämt bladens vaxskikt, tar främst upp luftburna föroreningar (Cruz et al. 2014).

3. Upptag av föroreningar genom klyvöppningarna

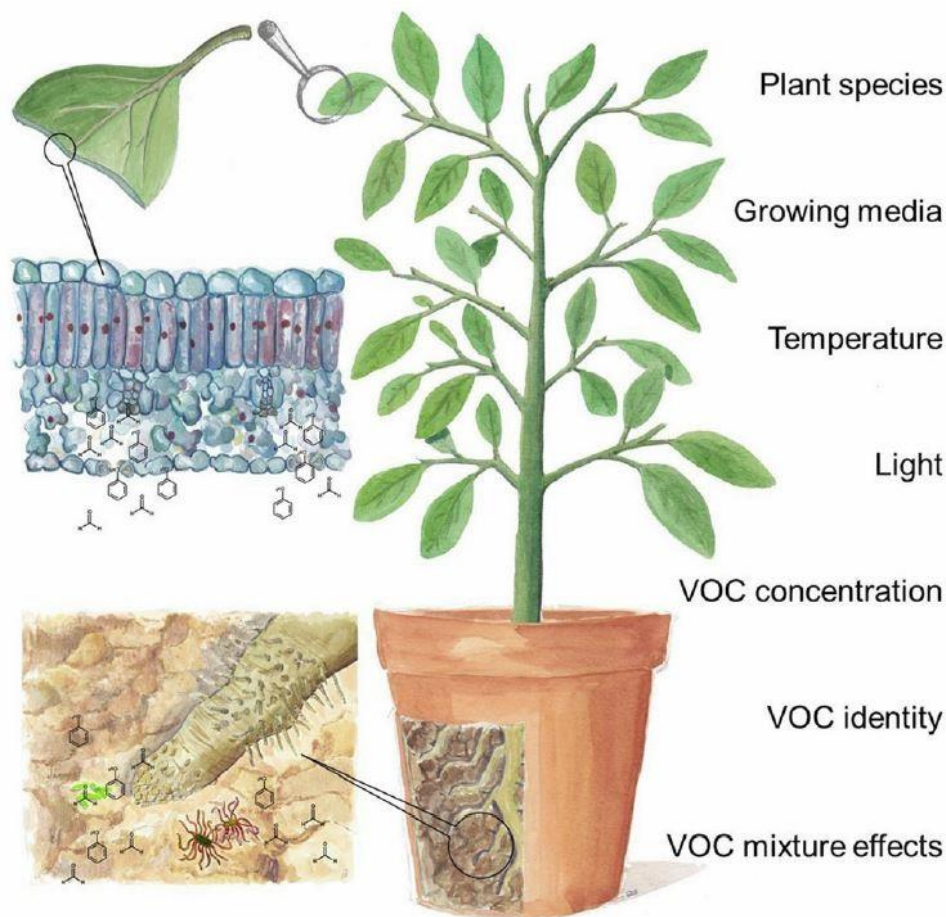
Växternas viktigaste process, fotosyntesen, där koldioxid, solljus och vatten omvandlas till syre och druvsocker, är beroende av att koldioxid tas upp från luften genom klyvöppningarna på bladen. Klyvöppningarna behövs även för att släppa ut överskottsvatten som vattenånga (transpiration) när vatten och löst näring tas upp från rotsystemen (Wikipedia 2017b). Klyvöppningarna öppnas och stängs beroende på mängden ljus, luftfuktighet samt koncentrationen av koldioxid i luften. Ljus, en låg halt av koldioxid samt en hög luftfuktighet främjar klyvöppningarna att öppna sig och det motsatta främjar dessa att stänga sig (Araújo et al. 2011). I vilken omfattning och hur växterna tar upp skadliga ämnen från luften genom klyvöppningar är dock inte helt klarlagda (Araújo et al. 2011).

4. Nedbrytning i växtens biomassa (fytodegradering)

Innebär att växterna kan omvandla föroreningar internt genom växtens metabolism med hjälp av olika enzymer (Sorenau et al., 2013).

5. Avdunstning av föroreningar (fytoförångning)

Avdunstning av föroreningar kan ske på två olika sätt. (1) Direkt avdunstning, vilket innebär att växten tar upp föroreningar som så småningom leder till att föroreningarna avdunstar från stammen eller bladen. (2) Indirekt avdunstning, vilket innebär växtens påverkan på området i närhet till rotsystemet resulterar i en avdunstning av föroreningar (Limmer & Burken, 2016). Avdunstningen kan även ske vid växtens transpirationsprocess genom klyvöppningarna.



Figur 1: Illustration av borttagningen av VOC hos en krukväxt. Till vänster: Upptagningen av VOC:s från luften, dels från växtens bladverk och dels genom det mikrobiologiska livet på jorden. Till höger: Faktorer som kan påverka växtens effektivitet med avseende avlägsnandet av VOC:s (Cruz et al., 2014. s. 6).

3.3 Reducering av luftföroreningar av krukväxter i slutna behållare

Under 70-talet började NASA (National Aeronautics and Space Administration, USA) och Sovjetunionen samarbeta inom rymdforskningen och byggandet av världens första rymdstation Skylab. Vid den andra mänskliga expeditionen undersöktes och upptäcktes 100-tals VOC:s i rymdstationen, vilka kunde vara potentiellt skadliga för astronauterna. NASA såg allvarligt på problemet och försökte komma på hur de skulle kunna minimera andelen VOC:s i deras rymdstation (Stutte, u.å). År 1980 finansierades en studie över huruvida växter kan rena luften i rymdstationen. Man valde då att fokusera på formaldehyd, vilket vid den tiden var en vanlig VOC, samtidigt som den är skadlig för människor. Experimenten utfördes i slutna behållare med tre olika växtarter, *Scinapsus aureus* (gullranka), *Syngonium podophyllum* (pilspetsranka) och *Ipomoea batatas* (sötpotatis) planterade i krukor. Resultaten visade att växterna dramatiskt kunde rena luften från formaldehyd i behållarna under en 24-timmarsperiod (Wolverton & McDonald, 1982). Det här blev startskottet för vidare forskning kring växters förmåga att rena luft (Stutte, u.å).

Wolverton och NASA gjorde under 80-talet flera studier på VOC:s, framförallt formaldehyd, bensen och trikloretylen som visade att växter kan rena föroreningar i inomhusluften. Metoden var statisk, det vill säga växterna placerades i slutna behållare med en viss koncentration av det ämne som växterna skulle rena. Trots de lovande resultaten av deras studier gick utvecklingen inom området sakta och få studier publicerades. Det var inte förrän i slutet av 90-talet och början av 2000-talet som

forskningen kring luftrening av växter tog fart igen (Sorena et al. 2013), med fokus på att reducera så kallade VOC:s då dessa är flera gånger högre i inomhusluften jämfört med utomhusluften (Wood et al., 2006; United States Environmental Protection Agency, 2017).

Cruz et al. (2014) har gjort en sammanställning av 44 vetenskapliga studier i form av en tabell (bilaga A) där mer än 100 olika krukväxters effektivitet att rena luften från VOC:s presenteras. Av vad som framgår i tabellen i bilaga A, är att ett flertal krukväxter kan rena luften från VOC:s. Studierna är dock inte konsekventa och olika metodiker och mätenheter har använts. I tabell 1 nedan ges en överblick av de studier som finns i bilaga A som anger minskning av VOC:s i procent över tid och bladarea.

Tabell 1: Studier från bilaga A som visar en minskning av VOC:s i procent över tid och bladarea (Cruz et al., 2014).

Referens/er	Antal växtarter	VOC/s	VOC-koncentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Borttagningseffektivitet (Andelen VOC:s som avlägsnats per tidsenhet och bladarea)
Aydogan and Montoya (2011)	4	Formaldehyd	2 000	81-96 % efter 24 timmar
Chun et al. (2010)	3	Bensen, toluen, m/p-xylene, o-xylene.	15 116	28-91 % efter 12 timmar
De Kempeneer et al. (2004)	1	Toluen	339 000	DT95 % efter 7-76h
Godish and Guindon (1989)	1	Formaldehyd	Ej tillgänglig	29-90 %
Lim et al. (2009)	1	Formaldehyd	2 400	29.2 % efter 5h
Porter (1994)	1	Bensen, Toulén	8 669 eller 43 354	5.11-35 % efter 3 timmar
Treesubuntorn & Thiravetyan (2012)	8	Bensen	62 392	43-77 % inom 72 timmar
Wolverton et al. (1989)	18	Bensen, formaldehyd, trikloreten	316-207 535	9.2-89.8 % inom 24 timmar
Zhou et al. (2011)	30	Formaldehyd	15 000	14.7 % - 30.1 % efter 7 dagar.

Växter har bevisats rena luftföroreningar och mekanismerna för hur krukväxter renar luften är kopplat till växten, odlingssubstrat och mikroorganismerna. Växternas effektivitet vid luftreningen kan påverkas av växtart samt dess kondition, odlingssubstrat, mängden ljus, temperatur, luftfuktighet, koncentrationen av VOC, vilken typ av VOC, VOC-kombinationer och genetiska omvandlingar hos plantorna. Dock är sambanden mellan dessa fortfarande till stora delar okända (Cruz et al., 2014). Efter en genomgång av flera akademiska studier (Bilaga B) som analyserat och jämfört olika krukväxters förmåga att rena bensen och formaldehyd i luften varierade resultatet i flera storleksordningar (Sriprapat & Strand, 2016).

3.3.1 Bladverkets inverkan

I vilken omfattning och hur växterna tar upp skadliga ämnen från luften ovan mark är inte helt klarlagd, men växtens klyvöppningar, där gas- och vattenutbyte sker spelar en viktig roll (Araújo et al. 2011). Både klyvöppningarna och vaxskiktet på bladytorna anses vara delaktiga i upptagningen av VOC från luften. Enligt Kim et al. (2008); Treesubstunton and Thiravetyan (2012) tar växternas ovanjordiska delar upp mer bensen, formaldehyd och toluen under dagtid, när klyvöppningarna är öppna, jämfört med nattetid då de är stängda. Dock kunde man mäta en väsentlig minskning av olika VOC:s från luften även nattetid, vilket tyder på bladens vaxskikt absorberat och adsorberat dessa.

Eftersom klyvöppningarna som regel finns på undersidan av bladen gjorde Ugrekhelidze et al. (1997) ett experiment med bensen och toluen, där man lät bladen från *Vitis vinifera*, *Malus domestica* samt *Acer campestre* flyta på vatten för att strypa möjligheten för gasutbyte genom klyvöppningarna. Därmed kunde en jämförelse mellan blad med respektive "utan" klyvöppningar utföras. Resultatet av studien visade att bensen och toluen främst togs upp genom klyvöppningarna men även att en väsentlig andel absorberades och adsorberades av bladens vaxskikt.

Det finns även studier som enbart har undersökt upptag genom de ovanjordiska växtdelarna genom att odlingssubstratet har täckts över (Treesubstunton & Thiravetyan, 2012; Kim et al., 2008; Xu et al., 2011; Sriprapat & Thiravetyan, 2013; Yoo et al. (2006). Kim et al. (2008) uppmätte att upptaget av formaldehyd var lika stort från de ovanjordiska delarna som för mikroorganismerna och rötterna under dagtid när klyvöppningarna var öppna hos plantorna *Fatsia japonica* och *Ficus benjamina*. Även en studie gjord av Xu et al. (2011) kunde bevisa att upptaget av formaldehyd var betydligt högre dagtid jämfört med nattetid.

Mätresultaten från en studie (Treesubstunton & Thiravetyan, 2012) av bensenupptaget av de ovanjordiska delarna hos växtarterna *Chamaedorea seifrizii*, *Scindapsus aureus*, *Sansevieria trifasciata*, *Philodendron domesticum*, *Ixoraebarbata craib*, *Monstera acuminata*, *Epipremnum aureum*, och *Dracaena sanderiana* presenteras i tabell 2. Växterna placerades i 298 liters glasbehållare och hade en bladarea på ungefär 130 cm² vardera. Varje behållare injicerades med 20 ppm bensen och mätningarna utfördes efter 72 timmar (Treesubstunton & Thiravetyan, 2012).

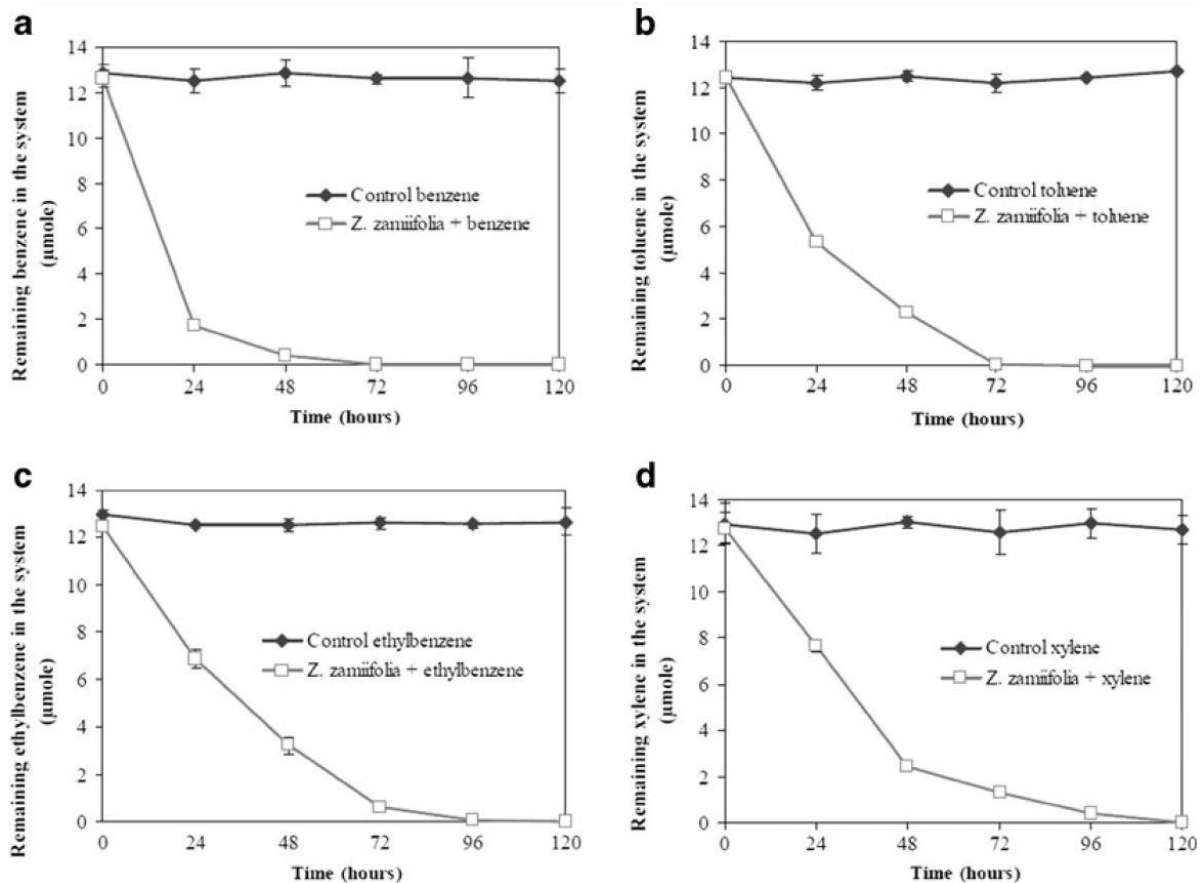
Tabell 2: Andel borttagen bensen efter 72 timmar av 8 olika växtarter (Treesubstunton & Thiravetyan, 2012).

Växtart	Andel borttagen bensen ur luften efter 72 timmar (%)
<i>Chamaedorea seifrizii</i>	51-68
<i>Scindapsus aureus</i>	43-50
<i>Sansevieria trifasciata</i>	54-77
<i>Philodendron domesticum</i>	50-62
<i>Dracaena sanderiana</i>	60-77
<i>Ixoraebarbata craib</i>	65-72
<i>Monstera acuminata</i>	52-62
<i>Epipremnum aureum</i>	56-59

Tyvärr saknar studien viktiga parametrar som hur mycket ljus de olika arterna exponerats för samt mer detaljerad information om bladarean. Det definieras enbart att bladarean är minst 130 cm² per växtart. Då växtarten *Dracaena sanderiana* visat sig prestera bäst avseende upptag av bensen gjordes en mer detaljerad analys, och det framkom att vaxskiktet stod för 46 % av bensenupptaget och

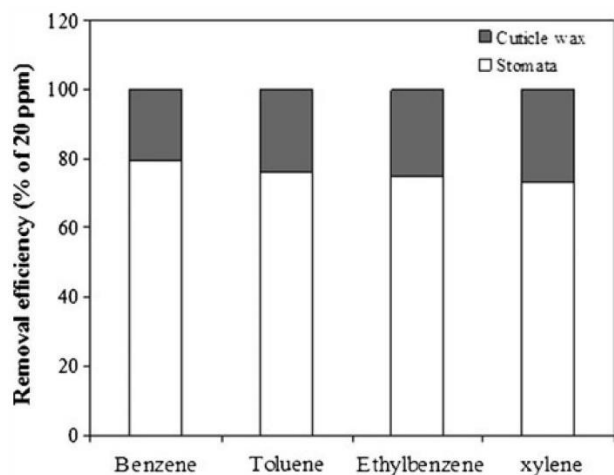
klyvöppningarna för 54 %. Bensenupptaget minskade kraftigt i mörker jämfört med ljus, troligtvis på grund av att klyvöppningarna stängs i mörker (Treesubstorn & Thiravetyan, 2012).

En annan studie undersökte den luftrenande kapaciteten på de ovanjordiska delarna hos *Zamioculcas zamiifolia* med en bladarea på 130 cm^2 placerade i slutna behållare på 15.6L under 120 timmar. Luften i behållarna tillfördes 20 ppm (parts per million) bensen, toluen, etylbensen och xylen vardera (80ppm sammanlagt) (Sriprapat & Thiravetyan, 2013). I figur 2 nedan visas koncentrationen (mikromol) av respektive ämne i jämförelse med en kontroll utan växer.



Figur 2. Andel bensen (a), toluen (b), etylbensen (c) samt xylen (d) i systemet under en 120-timmarsperiod (Sriprapat & Thiravetyan, 2013. s. 4).

Det framgår tydligt att bensen togs upp snabbast och att efter 120 timmar var koncentrationen noll för samtliga fyra ämnen. Figur 3 nedan visar den procentuella fördelningen av upptaget från luften för vaxskiktet respektive klyvöppningarna. Viktigaste rollen hade klyvöppningarna som avlägsnade 80 % bensen, 76 % av toluen, 75 % etylbensen samt 73 % xylen. I jämförelse absorberade vaxskiktet 20 % bensen, 23 % toluen, 25 % etylbensen samt 26 % xylen av bladhinnan (Sriprapat & Thiravetyan, 2013).



Figur 3: Den procentuella fördelningen av upptaget mellan vaxskiktet (cuticle wax) och klyvöppningarna (stomata) för bensen, toluen, etylbensen samt xylen (Sriprapat & Thiravetyan, 2013, s. 7).

Sriprapat & Thiravetyan (2013) konstaterade även att upptaget inte påverkade fotosyntesen hos *Zamioculcas zamiifolia*, samt att vattenbrist i mörker minskade upptaget av samtliga fyra ämnen.

När hela växtsystemet (de ovanjordiska delarna och odlingssubstratet) analyserades kunde ett högre upptag av VOC:s mätas dagtid jämfört med nattetid (Treesubsuntorn & Thiravetyan, 2012). Även Porter (1994) kunde visa ett generellt högre upptag av toluen hos *Dieffenbachia amoena* under höga ljusintensiteter jämfört med låga. Dock visade Aydogan & Montoya (2011) att flera olika plantors upptag av formaldehyd var högre i mörker jämfört med om belysning hade använts. Enligt Hörmann et al. (2017) är effekten av luftreningen hos växtens ovanjordiska delar beroende på hur länge växten utsatts för luftföroreningen. Initialt har effekterna av adsorption och absorption av bladens vaxskikt en högre inverkan (vilket kan ske i mörker) men när vaxskiktet är mättat så sker majoriteten av luftreningen genom klyvöppningarna (vilket kräver ljus).

Yang et al. (2009) studerade 28 olika krukväxter och visade att avlägsnandet av VOC:s via växtens ovanjordiska delar varierade beroende på växtart och typ av VOC:s. En annan studie av bladverkets funktion hos *Zamioculcas zamiifolia* visade dock inga skillnader i upptagning mellan tre olika VOC:s (Sriprapat & Thiravetyan, 2013). Yoo et al (2006) kunde visa att bladverket hos *Spathiphyllum wallisii* avlägsnade bensen effektivare jämfört med *Syngonium podophyllum* och *Hedera helix*, men det gick inte att påvisa skillnader mellan växtslagen beträffande upptagning av toluen.

Det är inte helt klarlagt vad som händer med de ämnen som tas upp av växten. Su & Liang (2013) studerade upptaget av trikloreten samt 1,2,3-triklorbensen av de ovanjordiska delarna hos vete, tomat och majs och kunde mäta att dessa kemiska föreningar utsöndrades genom rotsystemet. Två år senare offentliggjorde Su & Liang ytterligare en studie där de kunde visa att *Chlorophytum comsum* tar upp formaldehyd från luften genom bladverket och att den största delen av det som tas upp ackumuleras i skotten, men att också en del transporterades ner till rotsystemet och en del återgick till luften. De visade även att om koncentrationen av formaldehyd minskade i luften släpptes den ackumulerade delen formaldehyd i bladverket ut till luften igen (Su & Liang, 2015).

3.3.2 Mikrobiologiska livet kring rotzonens inverkan

Flera studier har visat att enbart odlingssubstratet utan växter renar luften effektivt från föroreningar (Irga et al., 2013; Wood et al., 2002; Wolverton & McDonald, 1982; Kim et al., 2008). Det mikrobiella livet i jorden är komplext. Mikroorganismerna bryter ner och omvandlar näringsämnen, frigör

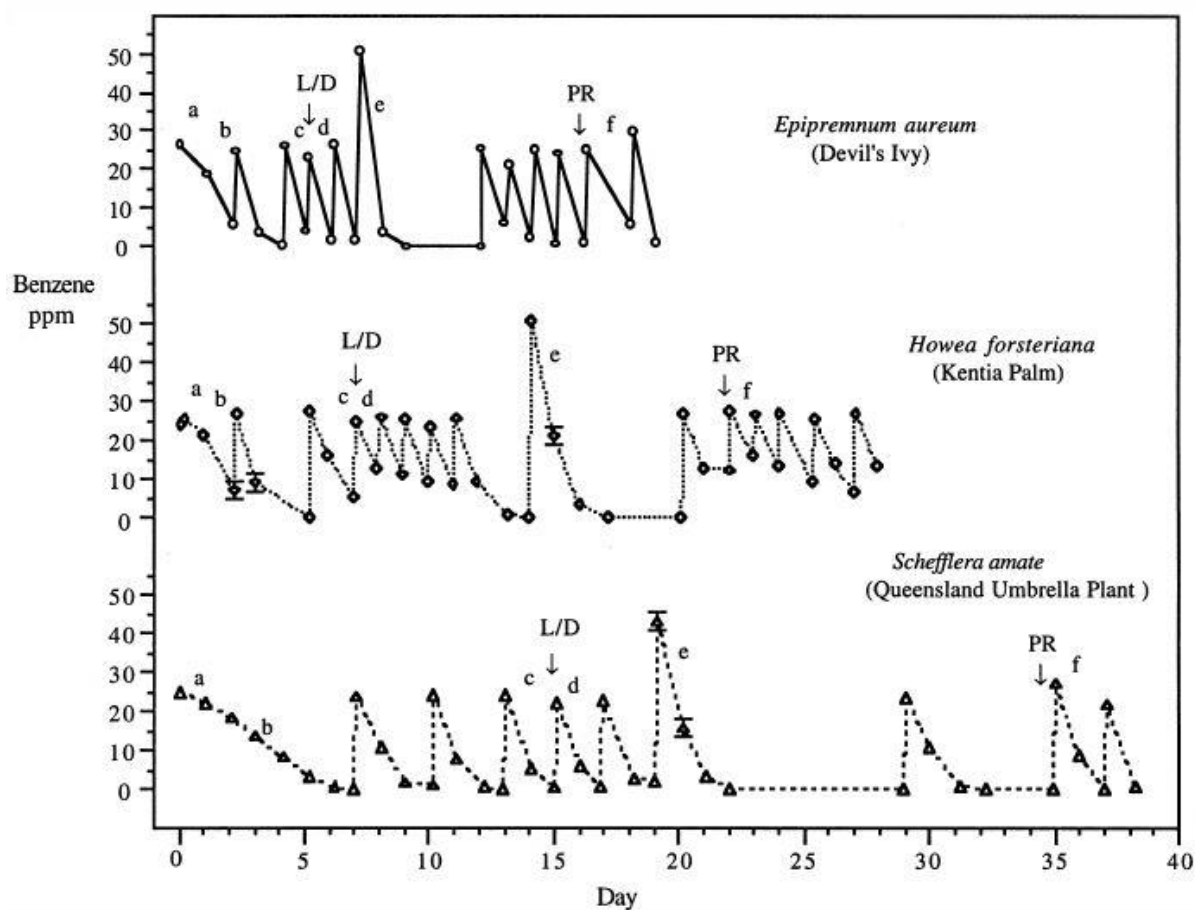
mineraler till jorden och omvandlar flera skadliga ämnen (Wolverton, 1997). Biofiltrering, det vill säga förmågan hos mikroorganismerna att bryta ner och omvandla olika oönskade ämnen, används idag inom industrin. Framför allt inom verksamheter som rör kemi, petroleumprodukter, pappersmassa, framställning av metaller, gruvsdrift och energiproduktion (Delhoménie & Heitz, 2005). Principen innebär att man blåser förorenad luft genom ett biofilter av organiskt material som sedan renar luften, dock måste man tillföra nytt material kontinuerligt för att processen ska kunna fortgå (Sorenau et al., 2013). Enbart biofiltrering har visat sig minska koncentrationen av flertalet VOC:s i luften (Delhoménie & Heitz, 2005). Exempelvis kunde ett biofilter under 250 timmar avlägsna luftburen etylbensen och xylen med 89 % respektive 78 % (Natarajan et al., 2017), samt naftalen och antracen med 75 % respektive 95 % (Macleod & Daugulis, 2003).

Det har visat sig att det främst är det mikrobiologiska livet vid och på rotsystemen som avlägsnar VOC:s från luften. Wood et al., (2002); Orwell et al., (2004) studier med krukväxter i slutna behållare visade inga nämnvärda skillnader beträffande upptagningen av VOC:s mellan en växt i odlingssubstrat jämfört med en kruka med enbart odlingssubstrat. Om experimentet hade pågått under en längre tid är det sannolikt att växternas rotsystem skulle gynna det mikrobiella livet i odlingssubstratet. Själva växten har en förmåga att ta upp skadliga ämnen från luften genom klyvöppningar samt absorption och adsorption genom vaxhinnan (Bettie and Seibel, 2007; Kim et al., 2008; Treesubsuntorn & Thiravetyan, 2012), men växten är av underordnad betydelse i jämförelse med betydelsen som mikroorganismerna i odlingssubstratet har (Wood et al., 2002). Su & Liang (2013, 2015) har visat att växter tar upp VOC:s från luften och att en viss del av dessa sedan avges från rotsystemen.

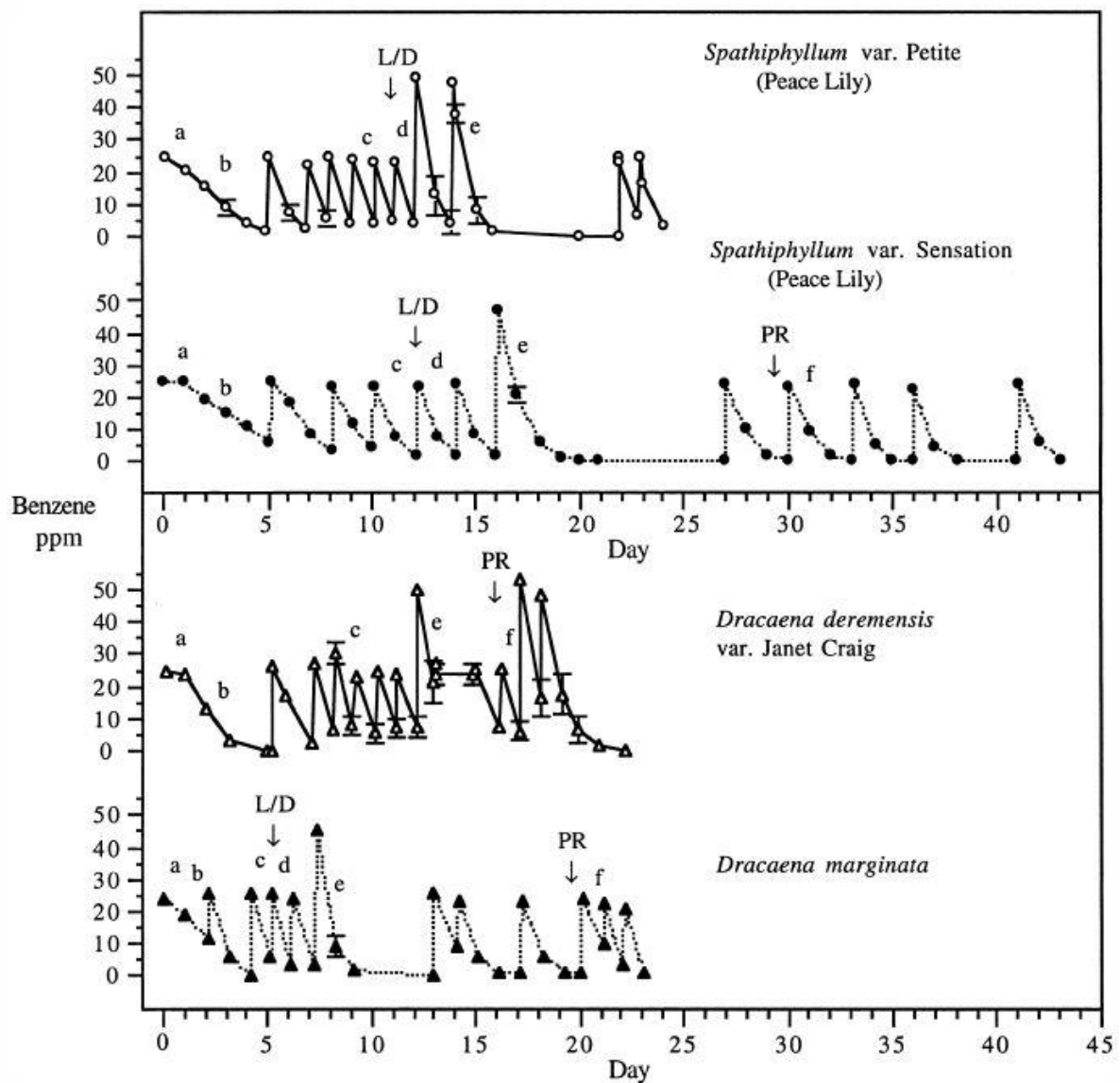
Botaniska biofilter, det vill säga biofilter med växter har i flertalet studier visat sig effektiva vid borttagandet av VOC:s från luften (Wang et al., 2012). Inomhusluften innehåller som regel låga koncentrationer samt en mängd olika sorters VOC:s vilket gör det svårt att utveckla och underhålla specialiserade mikrobiologiska populationer i enbart biofiltersystem (Darlington et al., 2001). Vid rotsystemen finns en högre andel mikroorganismer på grund av att växterna utsöndrar olika ämnen från rötterna, vilka är mikrobernas näringskälla. Genom att använda sig av växter planterade i ett lager av organiskt material kan effektiviteten bli bättre (Sorenau et al., 2013). De senaste 50 årens forskning har klarlagt att mikroberna snabbt anpassar sig till nya förutsättningar, det vill säga finns det mycket av ett visst ämne så kommer de mikrober som konsumerar dessa att öka i antal. Det finns därför en stor potential att rena luften från skadliga ämnen genom att använda sig av växter vid biofiltrering (Wolverton, 1997). Enligt Wood et al. (2002) är det i huvudsak det mikrobiella livet i jorden som renar VOC:s, åtminstone när det gäller kortsiktiga effekter av luftreningen. Enbart odlingssubstratet kunde rena luften i upp till en vecka, även utan någon planta (Wood et al. 2002).

3.3.3 Initiala koncentrationens betydelse

En viktig aspekt när det gäller växters renande förmåga är den initiala koncentrationen av föroreningar (Wood et al., 2006; Orwell et al., 2004; Hörmann et al., 2017). Orwell et al. (2004) undersökte *Epipremnum aureum*, *Howea forsteriana*, *Schefflera amate*, *Spathiphyllum var. Petite*, *Spathiphyllum var. Sensation*, *Dracaena deremensis* samt *Dracaena marginatas* förmåga att rena luften från bensen i slutna behållare. Det syns tydligt för alla växtarterna i experimentet att injiceringen av 25 ppm bensen i behållaren reducerades saktare vid första injiceringen jämfört med de senare (Orwell et al., 2004). En annan viktig slutsats av studien, vilket diskuterats tidigare, var att reduktionen av bensen inte påverkades nämnvärt varken när man övergick från ljusa förhållanden till mörka (L/D), eller när växten togs bort från odlingssubstratet (PR). Se figur 4 och 5 nedan:



Figur 4: Koncentration av bensen i ppm mätt i slutna behållare med växtarterna *Epipremnum aureum*, *Howea forsteriana* och *Schefflera 'Amate'*. Injeceringstillfällena motsvarar topparna på kurvorna (25 eller 50 ppm). L/D = från ljus till mörka förhållanden; PR=Växten tas bort från odlingssubstratet (Orwell et al. 2004. s. 199).



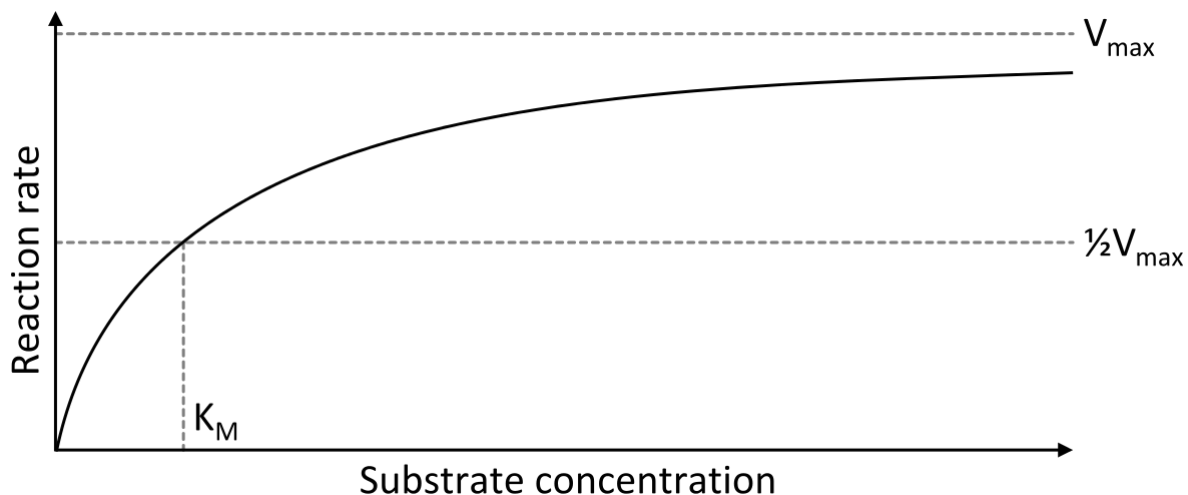
Figur 5: Koncentrationen av bensen i ppm mätt i slutna behållare med växterna *Spathiphyllum* 'Petite', *Spathiphyllum* 'Sensation', *Dracaena* 'Janet Craig' och *Dracaena marginata*. Injiceringsstillfällena motsvarar topparna på kurvorna (25 eller 50 ppm). L/D = från ljus till mörka förhållanden; PR=Växten tas bort från odlingssubstratet (Orwell et al. 2004. s. 200).

Brennan (2011) kunde även påvisa att det finns ett samband mellan krukväxters luftrenande förmåga och koncentrationen av föroreningar i luften i slutna behållare.

En aspekt som kan förklara vikten av den initiala koncentrationen när det gäller reningen av föroreningar är Michaelis-menton-kinetik som förutspår enzymernas arbetstakt relaterad till koncentrationen av ämnet som ska omvandlas (i det här fallet är koncentrationen av luftföroreningar). Formeln ser ut enligt figur 6 där, V_0 är initiala reaktionshastigheten, $V_{max}[S]$ är maximala reningshastigheten som uppnås utifrån substratets koncentration, K_M (Michaeliskonstanten) är substratets koncentration när reaktionshastigheten vid halva V_{max} , samt enbart $[S]$ (substratets koncentration) (Wikipedia, 2017a).

$$v_0 = \frac{v_{\max} [S]}{K_M + [S]}$$

Figur 6: Michaelis-menton-formel (Wikipedia, 2017a).



Figur 7: Kurva som visar enzymernas reaktion över tid, samt relationen mellan substratkoncentrationen och reaktionshastigheten (Wikipedia, 2017a).

Av diagrammet i figur 7 kan man tydligt se sambandet mellan reaktionshastigheten och substratkoncentrationen. Om samma teori gäller vid odlingssubstratets luftrenande förmåga kan man anta att ökningen av luftreningens effektivitet inte är linjär i förhållande till koncentrationen av luftföroreningar i luften.

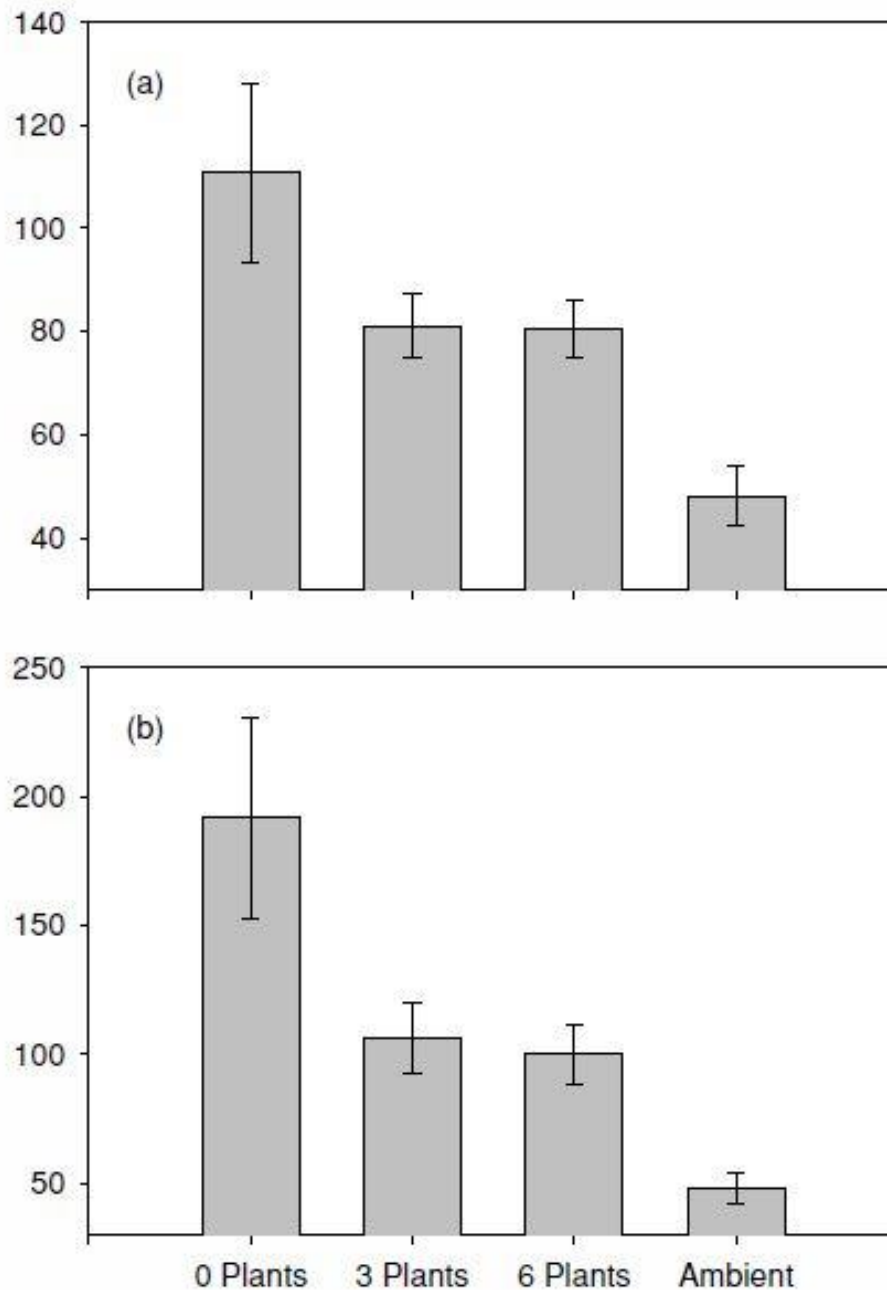
3.4 Reducering av luftföroreningar av krukväxter under verkliga förhållanden

Potentialen att rena inomhusluften från VOC:s med växter har demonstrerats i flertalet studier (Tarran et al. 2007; Wood et al., 2002, 2006; Orwell et al., 2004, 2006; Cruz et al., 2014; Sriprapat et al., 2014; Yang et al., 2009; Wolverton & McDonald, 1982; Brennan, 2011), men de flesta har gjorts under statiska förhållanden i slutna behållare med orealistiskt höga koncentrationer, vilket inte återspeglar verkligheten (Cruz et al. 2014). Huruvida krukväxter renar luften från VOC:s i ett verkligt scenario är svårt att svara på i dagsläget (Cruz et al., 2014). Det finns dock studier som gjorts med krukväxter i reella miljöer, som lett till mycket varierande resultat.

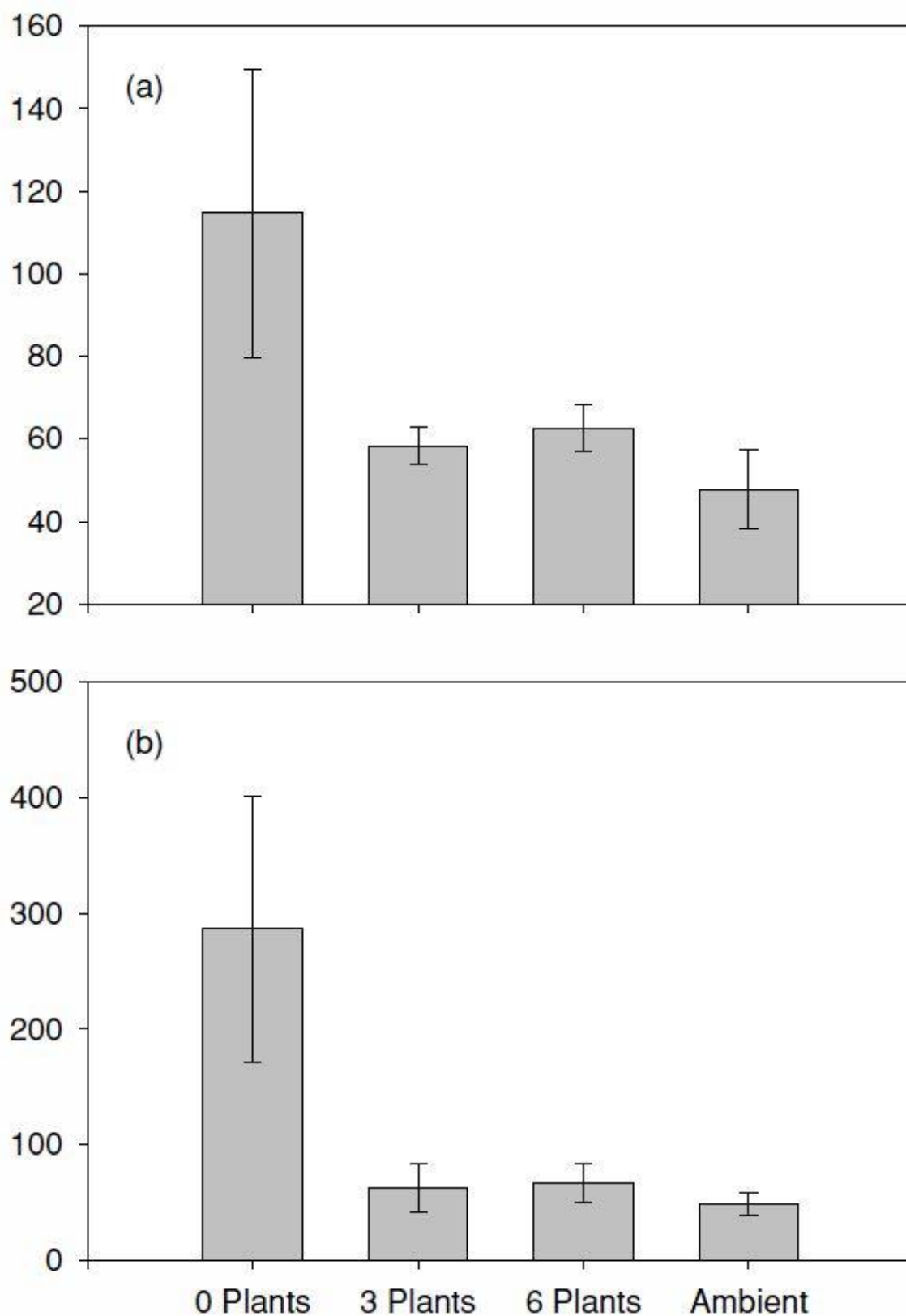
Wood et al. (2006) jämförde hur växtarten *Dracaena deremensis* 'Janet Craig' placerade i kontorsmiljöer reducerade naturligt förekommande VOC:s i luften. Studien utfördes i två byggnader med kontor, en byggnad med luftkonditionering belägen i Sydneys centrala affärsdistrikt, och en byggnad med självdrag belägen i en lummig central förort till Sydney. Samtliga kontor (36 st) som undersöktes var enkelrum och hade en storlek på 10-12 m² samt en takhöjd på 3-4m, vilket blir en volym på i genomsnitt 40 m³ per kontor. Kontoren i byggnaden med luftkonditionering hade ett luftflöde på 280 m³/timme med ett tilluftsflöde på 10-15 procent av ny luft utifrån, luftflödet i byggnaden med självdrag uppgavs inte. Plantorna *Dracaena deremensis* 'Janet Craig' hade en höjd på 1.3 meter och var planterade i plastkrukor (30 cm diameter) där odlingssubstratet bestod av sågspån, komposterad bark, grovkornig sand samt långsamverkande gödningsmedel (Wood et al. 2006). I undersökningen användes totalt 36 olika kontor där man placerade 3 eller 6 plantor slumpmässigt och jämförde med referenskontoren utan plantor. Försöket pågick under två 9-veckorsperioder med

veckovisa mätningar. Efter den ena 9-veckorsperioden omfördelades plantorna slumpmässigt mellan de 36 kontoren i de två byggnaderna (Wood et al. 2006).

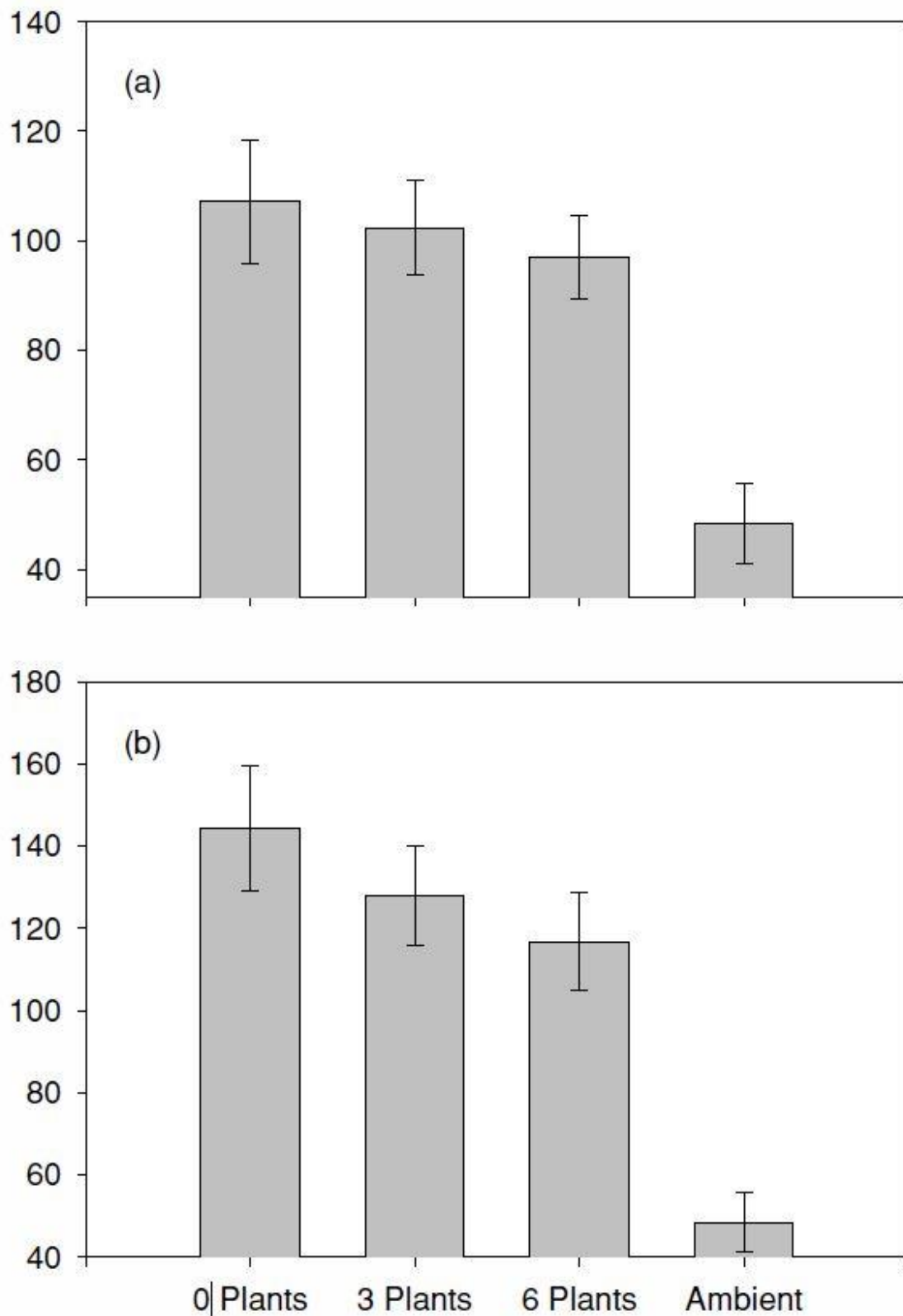
Resultatet av försöken (Figur 8,9 och 10) var att ju högre värde på den totala koncentrationen av alla olika VOC:s, det vill säga TVOC i kontoren, desto högre visade sig växternas reningskapacitet vara. En koncentration på 110 parts per billion (ppb) minskade till 80 ppb (30 %), vid 190 ppb minskade den till 100 ppb (50 %) och vid 280 ppb minskade den ner till 65ppb (75 %) (Wood et al. 2006).



Figur 8: Kombinerat medelvärde av koncentrationen av TVOC i kontoren i byggnaden med A/C och självdrag över två 9-veckorsperioder. (a) Medelvärdet av alla veckovisa mätningar i kontor med 0, 3 eller 6 plantor av *Dracaena 'Janet Craig'*, samt utomhusnivån (ambient). (b). Medelvärdet av alla mätningar när TVOC-koncentrationen låg över 100 ppb i referenskontoren (0 plantor) (Wood et al. 2006, sid. 10.).



Figur 9: Koncentrationen av TVOC i kontoren i byggnaden med självdrag över två 9-veckorsperioder. (a) Medelvärde av alla veckovisa mätningar i kontor med 0, 3 eller 6 plantor av *Dracaena 'Janet Craig'*, och utomhusnivån (ambient). (b) Medelvärdet av alla mätningar för de veckor då TVOC-nivåerna var över 100 ppb i referenskontoren (0 plantor) (Wood et al. 2006, sid. 12.).



Figur 10: Koncentrationen av TVOC i kontoren i byggnaden med A/C över två 9-veckorsperioder. (a) Medelvärdet av alla veckovisa mätningar i kontor med 0, 3 eller 6 plantor av *Dracaena 'Janet Craig'*, samt utomhusnivån (ambient). (b). Medelvärdet av alla mätningar när TVOC-koncentrationen låg över 100 ppb i referenskontoren (0 plantor) (Wood et al., 2006. s. 11).

Studien kom även fram till att TVOC koncentrationen behöver ligga över 100ppb för att sätta igång den enzyminducerande mikrobiella tillväxten (Wood et al. 2006). Det stämmer väl överens med Michaelis-Menton-teorin, vilken förutspår arbetstakten hos enzymerna utifrån koncentrationen av det så kallade substratet som ska omvandlas (Wikipedia, 2017a). Brennan (2011) kunde konstatera att krukväxter inte har någon luftrenande effekt i kontorsmiljöer med god ventilation och låga halter av VOC:s (20-35 ppb). Koncentrationerna var för låga för att aktivera växternas renande förmåga.

Andra studier har visat att det krävs betydligt fler krukväxter än i Woods försök för att kunna påvisa en reningseffekt av inomhusluften. Om svenska krav på luftflöden av inomhusluften ska uppfyllas behövs 680 krukväxter för att rena en villa på 140 m^2 (340 m^3) enligt Olander (1997) som baserar sina beräkningar på resultat från NASAs studier utförda i slutna behållare. En annan studie visade att krukväxten *Epipremnum aureum* hade för låg kapacitet att rena formaldehyd i luften i ett helt rum. För att rena luften i ett 100 m^2 stort kontor skulle det krävas 894 krukodlade *Epipremnum aureum* om man utgick från American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE) rekommendationer för inomhusluftkvalité och luftflöden (Wang et al., 2014).

3.4 Oorganiska luftföroreningar

Det finns många studier avseende växters förmåga att avlägsna lättflyktiga organiska föreningar (VOC:s) i inomhusluften men inte lika många som rör oorganiska luftburna föreningar. De som finns har gjorts i utomhusmiljöer.

En modell gjord av Nowak et al. (2006) kunde visa att alla stadsnära träd i USA tog bort en signifikant andel (711 000 ton) av oorganiska luftföroreningar (O_3 , NO_2 , SO_2 , CO) samt PM_{10} , vilket innebär partikelfraktioner mindre än $10\mu\text{m}$ i diameter, i städerna. Även flera studier gjorda på ozon har visats avlägsnas av träd i urban miljö (Weyens et al., 2015). Studier på växters förmåga att rena kvävedioxid (NO_2) varierar mellan olika växtarter. 217 arter undersöktes och *Eucalyptus viminalis* hade 657 gånger högre kapacitet för borttagning av kvävedioxid (NO_2) jämfört med *Tillandsia ionantha*. Förutom *Eucalyptus viminalis* visade sig även *Magnolia kobus*, *Populus nigra* samt *Nicotiana tabacum* vara bra på att rena kvävedioxid (Kawamura et al. 2002; Morikawa et al. 1998). Flera författare har även visat att NO_2 tas upp av växter och sedan integrerar det i kvävepooler hos växten som sedan kanske kan fungera som näringskälla till växten. NO_x ingår i förstadiet hos växtens fotokemiska reaktion och omvandlas till organiska ämnen som exempelvis aminosyror (Weyens et al., 2015).

Det finns studier som visar att växter är betydligt sämre på att rena kolmonoxid jämfört med andra oorganiska gaser. Endast 0.03 % av kolmonoxiden (CO) renades under en timme på ytor täckta av skog i flera städer, jämfört med 16 % för ozon (O_3) och svaveldioxid (SO_2) och 9 % för kvävedioxid (NO_2) (Weyens et al., 2015).

3.5 Växtväggar

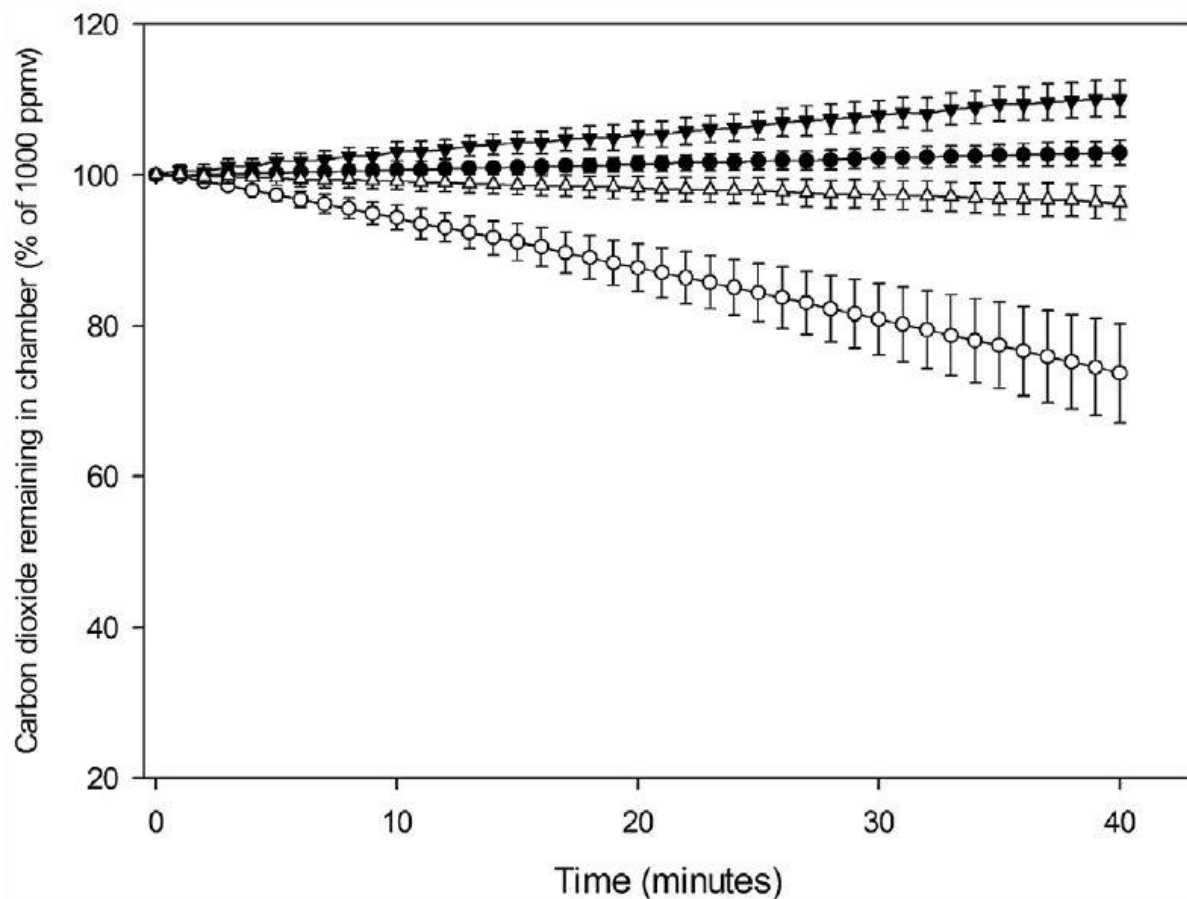
Det finns en uppsjö av olika lösningar hur en växtvägg kan konstrueras, men de består i regel av någon form av hydroponiskt system där växterna odlas med eller utan odlingssubstrat och där näringen huvudsakligen tillförs genom bevattningsvattnet (Wikipedia, 2018). Det är viktigt att skilja på växtväggar som är passiva, utan någon luftgenomströmning, från dem som är aktiva där luft strömmar igenom växtsystemet, när man tittar på användningen av växtväggar som luftrenare (Pérez-Urrestarazu et al., 2015; Wang et al. 2014). Det är framför allt aktiva växtväggar som har undersökts de senaste åren med lovande resultat (Toypy et al. 2017; Irga et al. 2017). Däremot är det inte klarlagt i vilken utsträckning passiva växtväggar kan rena luften.

3.5.1 Passiva växtväggar

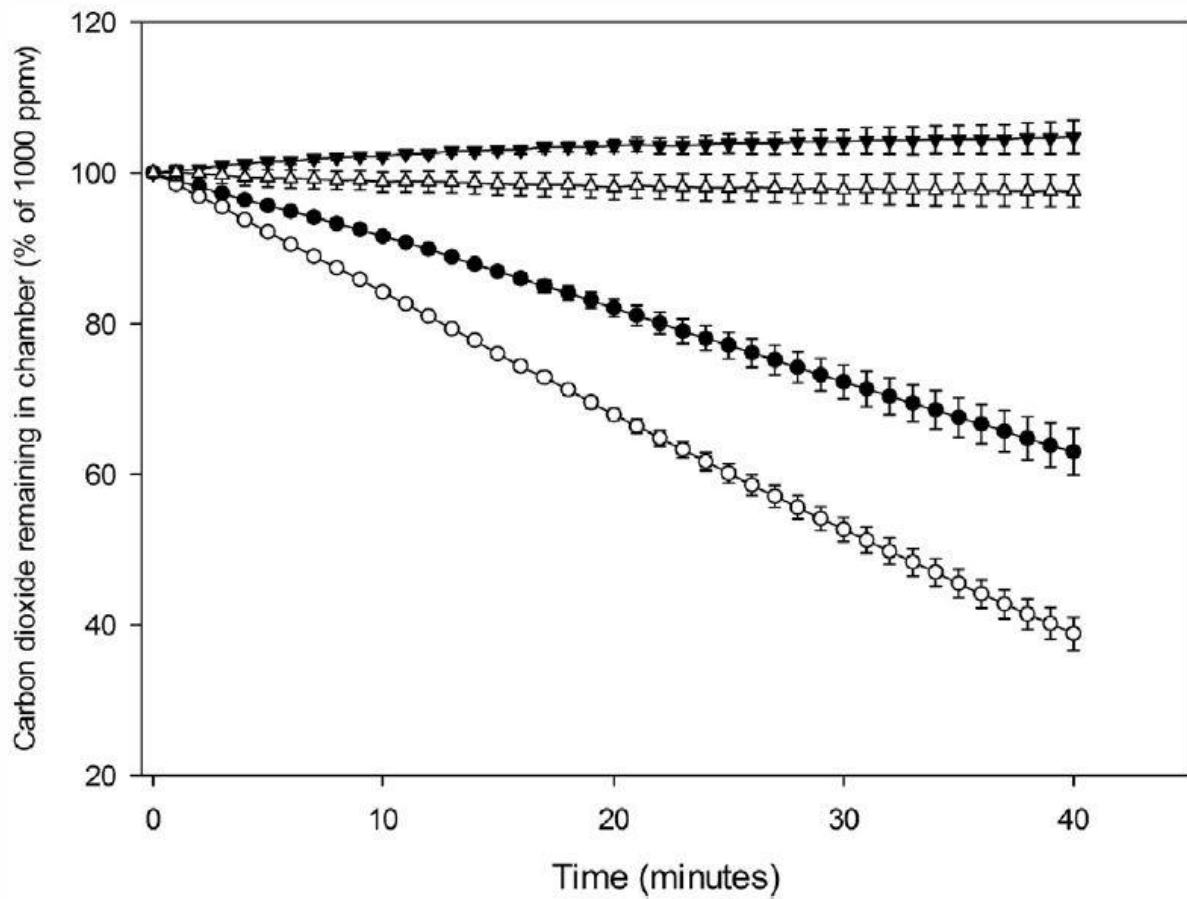
Irga et al. (2013) jämförde den luftrenande kapaciteten hos *Syngonium podophyllum* 'White Butterfly', planterad i så kallad vattenkultur (vilket är samma princip som används vid passiva växtväggar), med vanlig krukjord. Vattenkulturen bestod av en näringslösning på 500 mL med en mix av perlit och vermikulit (2:1) och krukjorden bestod av 500 mL komposterat sågspån från lövträd, komposterad bark och grov flodsand (2:2:1). Mätningar av koncentrationen koldioxid (CO_2) mättes vid vanliga ljusförhållanden ($10 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$) och i starkt ljus ($350 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$), och av bensen vid "optimala" ljusförhållanden ($20 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Varje växt som tillfördes näringslösning placerades i en sluten glasbehållare på 15L, och de initiala koncentrationerna var för koldioxid 1000ppm samt 25ppm för bensen (Irga et al., 2013).

Det visade sig att *Syngonium podophyllum* 'White Butterfly' hade högre koldioxidupptag planterad i vattenkultur jämfört med krukjord vid både normalt och starkt ljus (Figur 11 och 12).

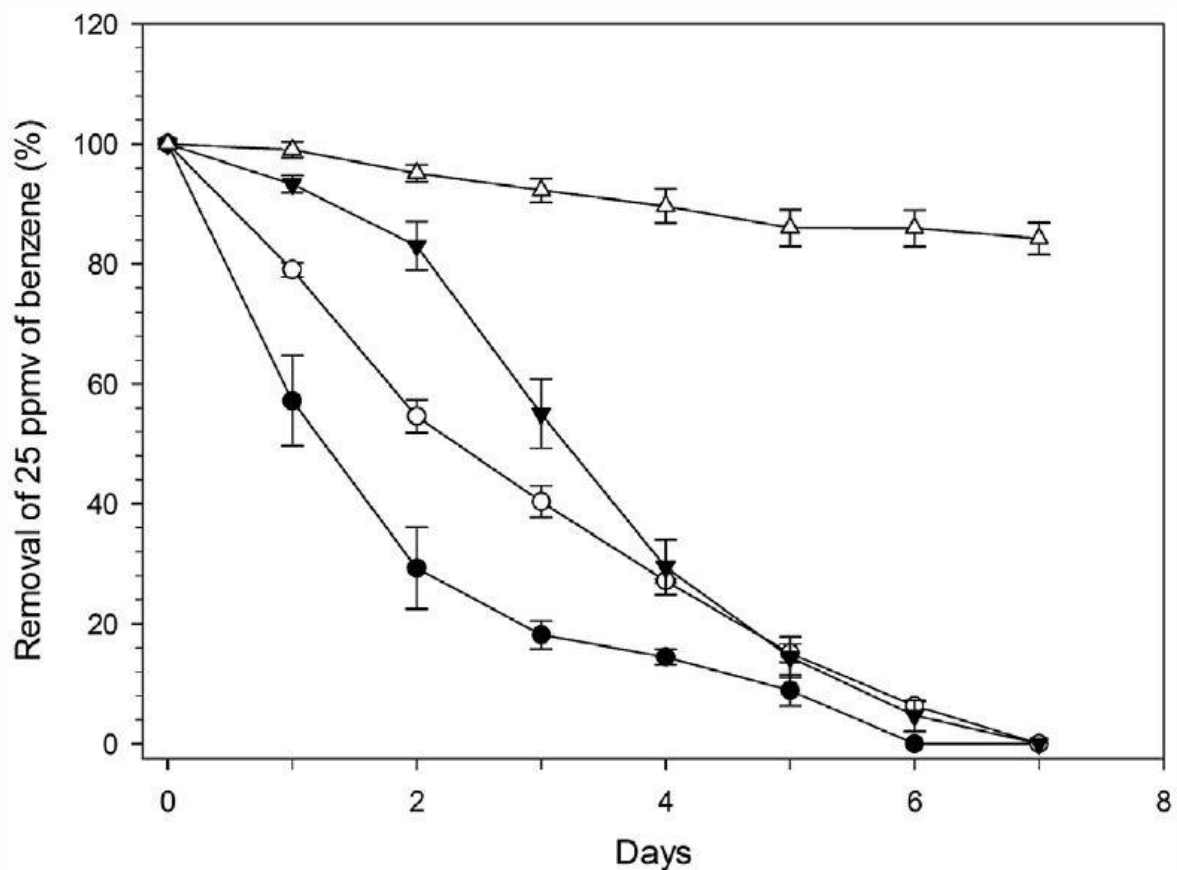
Bensenupptaget var däremot högre när växten planterats i krukjord jämfört med vattenkultur (Figur 13). Dock är odling i vattenkultur mer flexibel och har större potential att kunna effektiviseras (Irga et al., 2013).



Figur 11: Förändring av koncentrationen av CO_2 vid normalt ljusinflöde ($10 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$) över tid (minuter). Krukjord (●), vattenkultur (○) samt kontrollgrupp; krukjord (▼) samt vattenkultur (△) (Irga et al., 2013. s. 270).



Figur 12: Förändring av koncentrationen av CO_2 vid starkt ljus ($350 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$) över tid (minuter). Krukjord (●), vattenkultur (○) samt kontrollgrupp; krukjord (▼) samt vattenkultur (△) (Irga et al., 2013. s. 270).



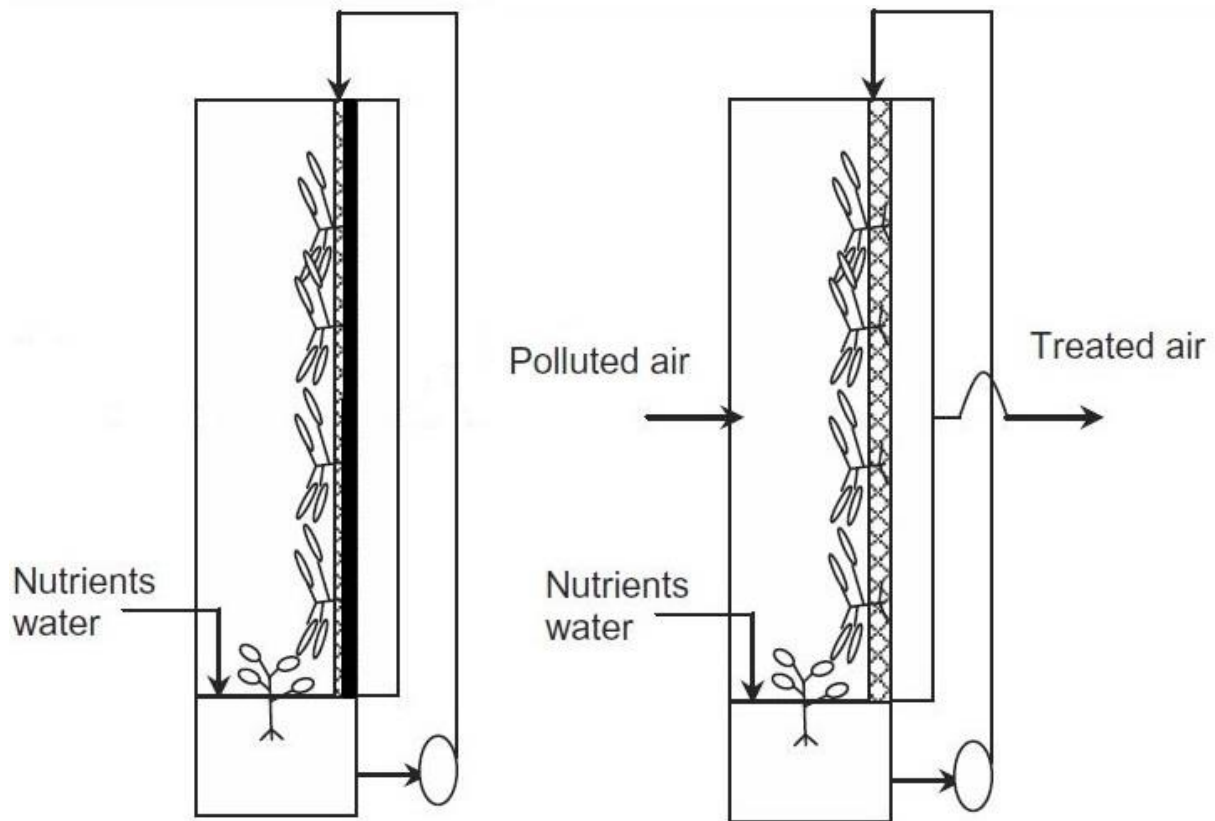
Figur 13: Procentuell förändring av koncentrationen av bensen vid "optimala" ljusförhållanden ($20 \mu\text{mol PAR m}^{-2} \text{s}^{-1}$) över tid (dagar). Krukjord (●), vattenkultur (○) samt kontrollgrupp; krukjord (▼) samt vattenkultur (△) (Irga et al., 2013. s. 270).

Enligt Wang et al. (2014) är en passiv växtvägg ej tillräcklig för att rena inomhusluften från skadliga ämnen utan det krävs att luften passerar förbi rotsystemen. Passiva växtväggar har dock bevisats ha positiva effekter när det gäller att höja luftfuktigheten, sänka temperaturen och koncentrationen av koldioxid (Tudiwer & Korjenic, 2017). Tudiwer & Korjenic (2017) jämförde två klassrum i en skola i Wien med likvärdiga förutsättningar avseende klassrummens storlek (200 m^3), solinstrålning och luftgenomströmning, men med skillnaden att det placerades en passiv växtvägg på 5.5 m^2 i det ena klassrummet. Slutsatsen efter 10 månader var att:

- Klassrummet med den passiva växtväggen hade 60 procent mer tid som ansågs vara komfortabel avseende temperatur, luftfuktighet och koldioxidnivåer.
- Den relativa luftfuktigheten i klassrummet med växtvägg var högre jämfört med klassrummet utan, med störst skillnad under vintermånaderna.
- Trots att den relativa luftfuktigheten var större i klassrummet med växtvägg var det inte en högre koncentration av mögelsporer. Rädslan för en ökad nivå av mögel med växtväggar kan därför avfärdas.
- Koncentrationen av koldioxid kan minskas med hjälp av en växtvägg, åtminstone om andelen växter motsvarar ungefär en procent av rummets totala volym (Tudiwer & Korjenic, 2017).

3.5.2 Aktiva växtväggar

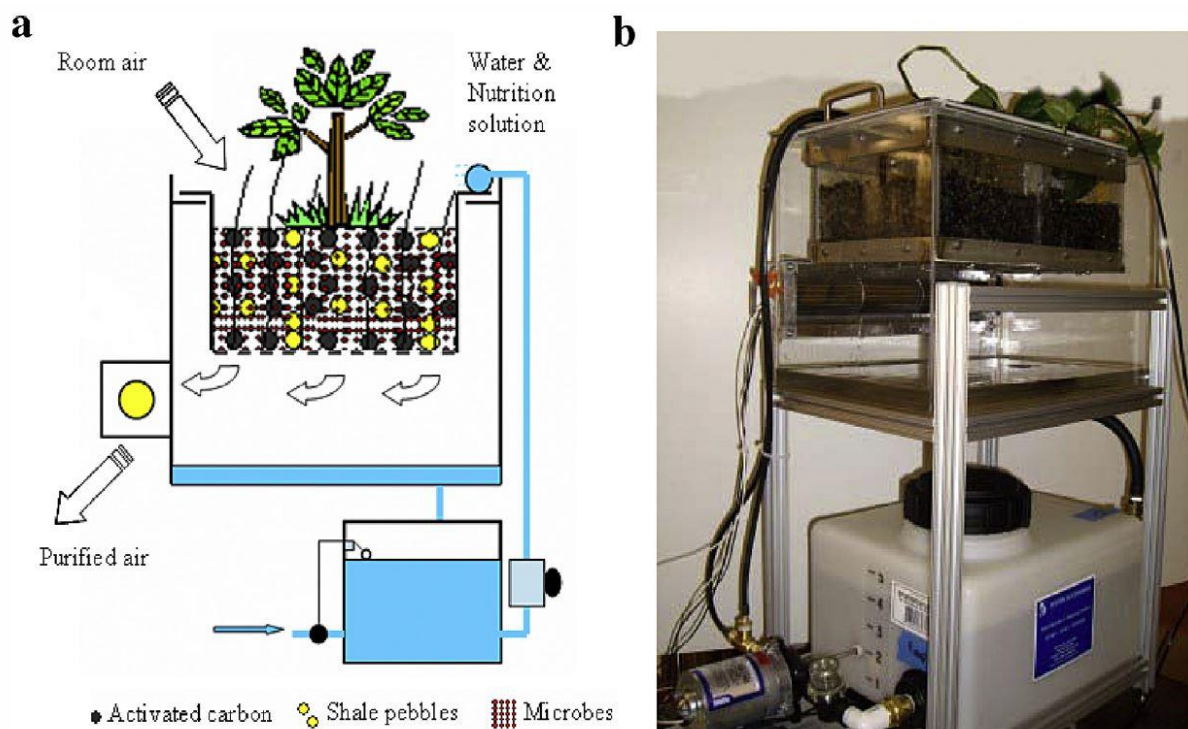
När det gäller aktiva växtväggar är en studie av Darlington et al. (2001) en av de första som rör luftrening genom ett botaniskt hydroponiskt biofilter i ett verkligt scenario. Resultaten indikerade att det finns potential att reducera de VOC:s som finns i inomhusluften samt även möjligheten att ersätta dagens ventilationssystem. Det är framför allt en fråga om kostnad och effektivitet. En schematisk bild av hur en botaniskt aktiv växtvägg fungerar jämfört med en passiv illustreras i figur 14 nedan:



Figur 14. Schematisk bild av (till vänster) en passiv växtvägg (Illustration av Jens Öqvist) och (till höger) en aktiv växtvägg (Soreanu et al., 2013. s. 587)

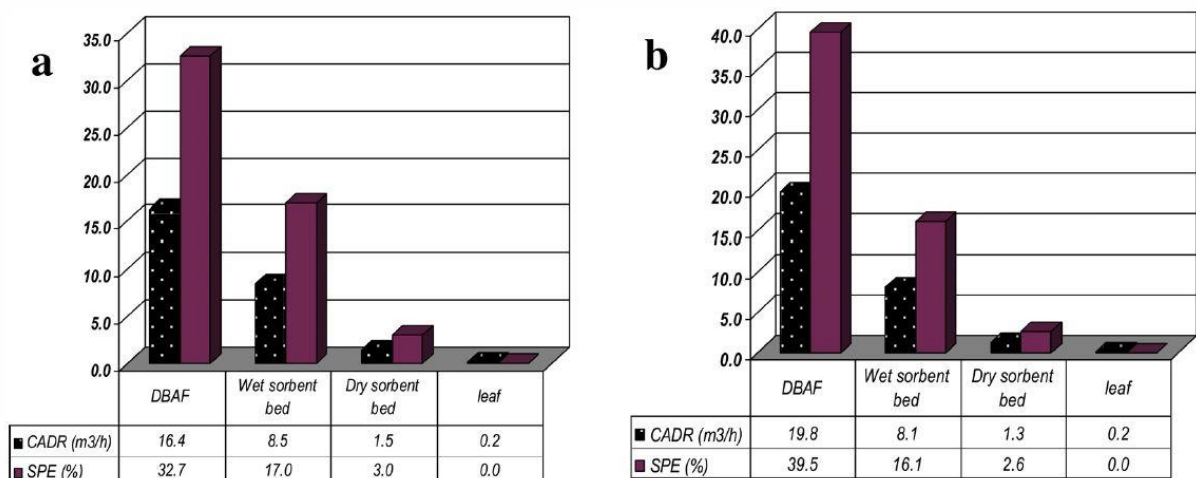
Aktiv biofiltrering i hydroponiskt odlade system, så kallade aktiva växtväggar, har många fördelar när det gäller luftkvaliteten. Genom att mata ny luft genom rotsystemen kan mer föroreningar komma i kontakt med det mikrobiologiska livet kring rotsystemen vilket ökar effektiviteten av luftreningen (Soreanu et al., 2014). Tidigare studier av växternas renande förmåga har visat att växter kan rena luften i slutna behållare men de har inte varit överförbara till verkliga förhållanden. Aktiva växtväggar har potentialen att rena luften även i verkliga scenarion vilket kan bekräftas av flera akademiska studier (Torpy et al., 2017).

Wang et al (2014) studerade vad som händer med formaldehyd i ett så kallat dynamiskt botaniskt luftfilter (Dynamic Botanical Air Filtration, DBAF), vilket fungerar på samma vis som en aktiv växtvägg, det vill säga luft sugas igenom rotzonen.



Figur 15: Dynamiskt botaniskt luftfilter (DBAF)-system: (a) schematisk bild över systemet, (b) foto av prototypen i experimentet (Wang et al., 2014. s. 4).

I studien jämfördes den renande förmågan i systemet med (1) två planterade växter av arten *Epipremnum aureum* (DBAF), (2) enbart en fuktig växtbädd utan växter samt (3) enbart en torr växtbädd utan växter. Man simulerade även bladverkets dynamiska effekt utifrån en teoretisk modell baserad på tidigare försök. De värden som undersöktes var Clean Air Delivery Rate (CADR), vilket är ett standardiserat mått på hur väl ett luftfilter minskar antalet föroreningar i luften (AHAM, 2017), det vill säga hur mycket luft som systemet kan rena över en viss tid, i det här fallet antalet kubikmeter ren luft per timme (Wang et al., 2014). Studien jämförde även Single Pass Efficiency (SPE) vilket är ett mått uttryckt i procent på hur mycket föroreningar systemet klarar att rena efter att luften har passerat genom systemet en gång (Wang et al., 2014).



Figur 16: Clean air delivery rate (CADR) och single pass entry (SPE) för formaldehyd efter (a) en dag; (b) en vecka (Wang et al., 2014. s. 8).

Beträffande reducering av formaldehyd är slutsatserna:

- Botanisk (med plantor) biofiltrering av luft ger en högre effektivitet jämfört med filter utan plantor, troligtvis till följd av att det mikrobiologiska livet är rikare på grund av växternas rotsystem.
- En fuktig växtbädd (biofiltrering) utan plantor presterade ungefär hälften så bra jämfört med filter med plantor.
- En torr växtbädd (biofiltrering) utan plantor, resulterade i låg luftrenande effekt, vilket troligen beror på att det saknas rätt habitat och näring för det mikrobiologiska livet som renar luften.
- Bladverkets vikt av reduceringen av formaldehyd var obetydlig.
- Efter en månad låg resultatet stabilt på samma som för (b) i figur 16. (Wang et al., 2014)

Det har gjorts fler studier av effekten av aktiva växtväggar avseende reduceringen av VOC:s. Torpy et al. (2017) undersökte effekten på koncentrationen av luftburen butanol(VOC) av en aktiv växtvägg i form av en fristående modul, med en storlek på 150 * 100 cm, som placerades i ett rum på 30 m³ (4.0m * 3.0m * 2.5m). Väggarna av modulen var planterade med 63 plantor i separata fack fyllda med icke organiskt material samt aktivt kol. Växtarterna i modulen bestod av 18 stycken *Philodendron scandens*, 13 *Philodendron scandens* 'Brazil', 19 *Asplenium antiquum* och 13 *Syngonium podophyllum*. Dessa växtarter valdes då de är populära inomhusväxter och för att de var tillräckligt stora för att täcka hela modulens växtväggsyta. Luftflödet genom växtväggen låg på 50 m³h⁻¹ och luften passerade genom rotzonen och förbi växternas bladmassa. Växtväggen belystes med 2500 Lux under 18 timmar per dag. Rummet där försöket ägde rum hade ett ventilationsflöde på 50 m³/s eller 1,67 luftbyten per timme (Torpy et al., 2017). Nivåerna av butanol i rummet låg på 34 ppb, vilket representerar nivån som vanligtvis finns i inomhusluften. Efter att ha passerat växtväggen minskade koncentrationen av butanol med 57 procent, eller från 34 ppb till 14.7 ppb (Torpy et al., 2017).

Lee et al. (2015) kunde visa en hög reningseffektivitet för xylen, etylbensen, toluen, bensen och formaldehyd genom endast ett flöde genom en aktiv växtvägg (SPE). 71-75 % för alla VOC:s utom bensen (40 %) och formaldehyd (45 %).

Aktiva växtväggar har även visat sig kunna avlägsna små partiklar(mikrometer i diameter) i luften, så kallade PM:s (Irga et al, 2017; Pettit et al., 2017). Irga et al. (2017) kunde visa på en reningskapacitet på 54 % för (PM₁₀), samt 48 % för (PM_{2.5}) vid det optimala luftflödet på 11.25 L s⁻¹ per 0.25 m² (en moduls area). En annan studie på partikelfraktionerna PM_{0.3-0.5} PM_{0.5-1.0} PM_{1.0-2.5} PM_{2.5-5.0} PM_{5.0-10.0} visade en minskning på mellan 20 och 90 % genom endast ett genomflöde i systemet (Pettit et al., 2017).

Liknande de resultat Wang et al. (2014) kom fram till när det gäller med eller utan växter i systemet framkom även i Pettit et al. (2017) studie. Det är betydligt högre reningseffektivitet med plantor på växtväggen jämfört med bara biofilter (Pettit et al., 2017). Tidigare studier på krukväxter med passivt luftflöde har visat att plantans bladverk är ett hjälpmedel i luftreningen av partikelfraktioner men Pettit et al. (2017) studie på en aktiv växtvägg visade att bladverket endast har en marginell inverkan. Det är främst det mikrobiologiska livet kring rotsystemet som får aktiva växtväggar att rena mer effektivt, inte bladverket (Pettit et al., 2017).

När det gäller aktiva växtväggars effektivitet är det möjligt att rötter med olika strukturell anatomi eller fysiokemiska egenskaper har en betydelsefull inverkan på luftreningen. Rötterna från *Nephrolepis exaltata bostoniensis*, *Nephrolepis cordifolia* 'Duffi' och *Chlorophytum orchidastrium* hade grund och tät biomassa mot substratyten vilket ökade effektiviteten i luftreningen samt

luftström motståndet (Pettit et al., 2017). Den här studien samt tidigare studier visar att botaniska komponenter och växtval är viktiga i reningen av luft genom aktiva växtväggar. Det finns dock än idag inga studier som tittat på effektiviteten hos aktiva växtväggars förmåga att rena PM:s över en längre tidsperiod (Pettit et al., 2017).

4. Diskussion

Sedan Wolverton & McDonald (1982) upptäckt att *Scinapsus aureus*, *Syngonium podophyllum* och *Ipomoea batatas* kunde rena formaldehyd från luften i slutna behållare har man försökt förstå sig på de mekanismer som ligger bakom växternas renande förmåga.

Som man kan se i bilaga A, vilket är en sammanställning av 44 studier på krukväxters förmåga att rena luften från föroreningar, har det lagts ner mycket tid och resurser på att hitta de växtarter som har den bästa luftrenande förmågan (Cruz et al., 2014). Alla studierna har visat att växterna kan rena luften från olika skadliga ämnen i inomhusluften, främst olika typer av VOC:s. Det saknas dock en standardiserad metodik för hur växtreningen ska studeras, vilket har gjort det svårt att jämföra studierna och dra några slutsatser (Sriprapat & Strand, 2016; Cruz et al., 2014). Faktorer som odlingssubstrat, fukt, temperatur, ljusintensitet, växtart, hur luften rör sig runt växten samt den initiala koncentrationen av föroreningar är alla viktiga parametrar som har stor inverkan på växternas renande förmåga.

Luftkvaliteten kan utan tvekan förbättras med hjälp av krukväxter i slutna behållare men huruvida krukväxter kan rena luften från föroreningar i ett verkligt scenario är svårt att svara på. De två faktiska studier gjorda där krukväxter placerats i olika rum visade på stora variationer. Wood et al. (2006) studie som frekvent används som källa i den akademiska världen visade på lovande resultat att rena luften från TVOC:s i små kontor med hjälp av några få krukväxter av arten *Dracaena deremensis 'Janet Craig'*. Koncentrationerna av TVOC:s i luften i studien var upp till 300 ppb och genererades häpnadsväckande snabbt med tanke på att luftflödet låg på $280 \text{ m}^3/\text{h}$ i byggnaden med A/C. Vid en mer rimlig koncentration av TVOC:s på 25-35 ppb i inomhusluften hade krukväxter ingen signifikant renande förmåga av luften i kontoren (Brennan, 2011).

Vid teoretiska uträkningar utifrån den mängd luft per tidsenhet som en krukväxt kan rena har man kommit fram till att det skulle krävas 680 krukväxter för att rena en villa på 140 m^2 (340 m^3) (Olander, 1997) och 894 krukodlade *Epipremnum aureum* för att rena ett 100 m^2 stort kontor (Wang et al., 2014). På grund av de olika resultaten, dels från studierna på krukväxters renande förmåga i verkliga scenarion och dels de teoretiska uträkningarna, är det tveksamt om det går att svara ja på frågan om krukväxter renar inomhusluften i ett verkligt scenario med ett rimligt antal växter per rumsyta. Anledningen till de varierande resultaten beror högst troligt på att den förorenade luften måste föras till de delar av växten som renar, det vill säga det måste finnas ett luftflöde genom växtens rotzon, då det visat sig att den största delen av växtreningen sker där genom mikrobiell nedbrytning.

Bladverkets betydelse vid rening av luftburna föroreningar är i högsta grad beroende på om vi tittar på passiva system (krukväxter eller passiva växtväggar) eller aktiva system. Vid passiva system har bladverket bevisats ha en signifikant betydelse för luftreningen i vissa studier medan andra visat motsatsen. Den här variationen skulle kunna förklaras av att växtens bladmassa tar upp föroreningar genom klyvöppningar samt genom adsorption och absorption, men att det endast är en liten andel som transporteras ner till mikroberna i rotzonen. Den största delen ackumuleras i växten och släpps ut i luften igen när förutsättningarna tillåter (Su & Liang 2013, 2015).

Bladens betydelse i aktiva system visar sig vara låga i jämförelse med rotzonen, men indirekt har de en viktig funktion då de genom fotosyntesprocessen skapar tillväxt hos plantan, vilket i sin tur genererar näring till mikroberna i rotzonen.

När det gäller passiva växtväggar har man visat på reducerade halter av koldioxid (Tudiwer & Korjenic, 2017) vilket skulle kunna indikera att även koncentrationen av luftföroreningar kan reduceras. Resultaten av krukstudierna i verkliga förhållanden kan tolkas på samma sätt som en passiv växtvägg, det vill säga en passiv växtvägg kan rena luften från föroreningar om det finns ett stort antal växter i förhållande till rummets storlek. Placeras en passiv växtvägg dessutom strategiskt, exempelvis ovanför ett element så att luften stiger genom växterna, kan det antas att reduceringen av luftburna föroreningar kan bli signifikant, då det visat sig att luftflödet är en viktig komponent vid luftreningen på grund av att växten på så sätt kommer i kontakt med en högre andel föroreningar.

De senaste årens resultat avseende aktiva system (växtväggar), som suger luft genom plantornas rotzon, indikerar att det går att rena inomhusluft från många olika typer av föroreningar med god effektivitet även under verkliga förhållanden (Wang et al., 2014; Torpy et al., 2017; Petitt et al., 2017). Mikroberna i rotzonen har visat sig rena betydligt lägre koncentrationer, liknande de i verkliga scenarion, när mikroberna kontinuerligt matas med ny luft. Slutsatsen blir således att mikrobernas nedbrytningsförmåga inte enbart handlar om föroreningens koncentration i luften, utan även om luftflödet.

Om man förutsätter att man har en välmående aktiv växtvägg där den renande förmågan hos mikroberna är statisk skulle en teoretisk matematisk ekvation för den luftrenande förmågan involvera den genomsnittliga koncentrationen av föroreningar i luften, luftflöde och tid.

4.1 Framtida forskningsområden

Det är problematiskt att merparten av forskningsrapporterna lagt fokus på olika växtarters luftrenande förmåga. Det är problematiskt av två anledningar, (1) växtartens roll inte är den viktigaste i den luftrenande processen, (2) resurserna har lagts på att bevisa vilken växtart som är bäst på att rena luften istället för att fokusera på hur växterna kan rena luften på bästa sätt.

Framtida forskning inom området bör tydligt definiera och gärna standardisera viktiga parametrar som odlingssubstrat, näring, ljusstyrka, växtart, temperatur, luftfuktighet, luftflöde, plantors kondition och storlek, initial mängd föroreningar samt vilken typ av förorening.

Områden som behöver undersökas i framtiden är:

- Med hjälp nya tekniska hjälpmedel reda ut vilka grupper av mikroorganismer som är viktiga i luftreningsprocessen av olika föroreningar.
- Undersöka vad som händer med föroreningarna efter att de tagits upp av växternas bladverk.
- Långtidsstudier på aktiva växtreningssystem (växtväggar) utförda av någon oberoende aktör.
- Undersöka vilken typ av växter som lämpar sig i aktiva växtreningssystem (växtväggar).

Slutligen hade det varit mycket spännande med en undersökning över potentialen att rena inomhusluften i en byggnad med hjälp av enbart aktiva växtväggar, utan ett tilluftsflöde utifrån.

Referenser

- Araújo, L, W. Fernie, R, A. Nunes-Nesi, A. (2011). Control of stomatal aperture – A renaissance of the old guard. *Plant signaling & behavior*. Vol. 6:9. Sid. 1305-1311.
- Arbetsmiljöverket (2015). *Hygieniska gränsvärden*. Stockholm: Arbetsmiljöverkets författningssamling. (AFS 2015:7)
- Awbi, H, B. (2016). Ventilation for good indoor air quality and energy efficiency. *Sustainable Solutions for Energy and Environment*. Vol. 112. Sid. 277-286.
- Aydogan, A. Montoya, L, D. (2011). Formaldehyde removal by common indoor plant species and various growing media. *Atmos Environ*. Vol. 45. Sid. 2675-2682.
- Luengas, A. Barona, A. Hort, C. Gallastegue, G. Platel, V. Elias, A. (2015). A review of indoor air treatment technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. Vol. 14:3. Sid. 499-522.
- Batterman, S. Chin, Y-J. Jia, C. Godwin, C. Parker, E. Robins, T. Max, P. Lewis, T. (2012). Sources, Concentrations and Risks of Naphthalene in Indoor and Outdoor Air. *Indoor Air*. Vol. 22. Sid. 266-278.
- Bettie, G, A. Seibel, J, R. (2007). Uptake and localization of gaseous phenol and p-cresol in plant leaves. *Chemosphere*. Vol. 68. Sid. 528-536.
- Biggam, J. (2008). *Succeeding with your Master's Dissertation A step-by-step handbook*. Bikshire: Open University Press.
- Brennan, J. (2011) *Do Potted-Plants Improve the Indoor Environment?* University of Technology, Sydney. Master of science in the faculty of Science.
- Cruz, M, D. Christensen, J, H. Thomsen, J, D. Müller, R. (2014). Can ornamental potted plants remove volatile organic compounds from indoor air? – a review. *Environmental Science and Pollution Research*. Vol. 21:24. Sid. 13909-13928.
- Darlington, A, B. Dixon, M, A. (1999). Acetone Removal Kinetics by an Indoor Biofilter. *SAE Technical paper*. DOI: 1999-01-2069.
- Darlington, A, B. Dat, J, F. Dixon, M, A. (2001) The biofiltration of indoor Air: Air Flux and Temperature Influences the Removal of Toluene, Ethylbenzene and Xylene. *Environment. Sci. Technol*. Vol. 35. Sid. 240-246.
- Delhoménie, M-C. Heitz, M. (2005). Biofiltration of Air: A review. *Critical Reviews in Biotechnology*. Vol. 25. Sid. 53-72.
- Ejvegård, R. (2003). *Vetenskaplig metod*. Lund: Studentlitteratur AB.
- EPA, United States Environmental Protection Agency (2017). *The inside story: A Guide to Indoor Air Quality*. <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/inside-story-guide-indoor-air-quality> [Hämtad: 2017-11-07]
- Environment Australia. (2003). *BTEX Personal Exposure Monitoring in Four Australian Cities*. Technical Paper No. 6: Environment Australia, 2003, Canberra, ACT, Aust.
- European Environmental Agency (2013). *Indoor air quality*. Copenhagen

Folkhälsomyndigheten (2017). *Miljöhälsorapport 2017*. Institutet för miljömedicin. Karolinska institutet.

Gale, R, W. Cranor, W, L. Alvarez, D, A. Huckins, J, N. Petty, J, D. (2009) Semivolatile organic compounds in residential air along the Arizona-Mexico border. *Environ Sci Technol*. Vol. 43:9. Sid. 3054-3060.

Hörmann, V. Brenske, K-R. Ulrichs, C. (2017). Suitability of Test Chambers for Analyzing Air Pollutant Removal by Plants and Assessing Potential Indoor Air Purification. *Water Air Soil Pollution*. 228:402

Irga, P, J. Torphy, F, R. Burchett, M, D. (2013) Can hydroculture be used to enhance the performance of indoor plants for the removal of air pollutants? *Atmospheric Environment*. Vol. 77. Sid. 267-271.

Olander, L. (1997). Krukväxter är inga effektiva luftrenare. *Gröna plantor och inomhusmiljö*. Nr. 424. Sid. 53-55

Orwell, R, L., Wood, R, A., Tarran, J. Torpy, F. & Burchett, M, D. (2004). Removal of benzene by the indoor plant/substrate microcosm and implications for air quality. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 157. Sid. 193-207.

Orwell, R, L. Wood, R, A. Burchett, M, D. Tarran, J. Torphy, F. (2006). The potted-plant microcosm substantially reduces indoor air VOC-pollution: II. Laboratory Study. *Water, Air and Soil Pollution*. Vol. 177. Sid. 59-80.

Kim, J, K. Kil, J, M, Song, S, J. Yoo, H, E. (2008). Efficiency of Volatile Formaldehyde Removal by Indoor Plants: Contribution of Aerial Plant Parts versus the Root Zone. *Journal of the American Society for Horticultural Science*. Vol. 133. Sid. 521-526.

Klepeis, E, N. Nelson, C, W. Ott, R, W. Robinson, P, J. Tsang, M, A. Switzer, P. Behar, V, J. Hern, C, S. Engelmann, H, W. (2001). The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): A resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis Environmental Epidemiology*. Vol. 11. Sid. 231-252

Laverge, J. Janssens, A. (2012). Heat recovery ventilation operation traded off against natural and simple exhaust ventilation in Europe by primary energy factor, carbon dioxide emission, household consumer price and exergy. *Energy and Buildings*. Vol. 50. Sid. 315-323.

Lee, C, H. Choi, B. Chun, M, Y. (2015) Stabilization of soil moisture and improvement of indoor air quality by a plant-biofilter integration system. *Korean Journal of Horticulture Sciences Technology*. Vol. 33(5). Sid. 751-762.

Limmer, M. Burken, J. (2016). Phytovolatilization of Organic Contaminants. *Environmental Science & Technology*. Vol. 50. Sid. 6632-6643.

Manso, M. Castro-Gomes, J. (2014). Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Vol. 41. Sid. 863-871.

Missia, D, A. Demetriou, E. Michael, N. Tolis, E, I. Bartzis, J, G. (2010). Indoor exposure from building materials: A field study. *Atmospheric Environment*. Vol. 44. Sid. 4388-4395.

MacLeod, T, C. Daugulis, J, A. (2003). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in a two-phase partitioning bioreactor in the presence of a bioavailable solvent. *Appl Microbial Biotechnol*. Vol. 62. Sid. 291-296.

- Natarajan, R. Al-Sinani, J. Viswanathan, S. Manivasagan, R. (2017). Biodegradation of ethyl benzene and xylene contaminated air in an up flow mixed culture biofilter. *International Biodeterioration & Biodegradation*. Vol. 119. Sid. 309-315.
- Naturvårdsverket (2009). Utsläpp i siffror. Tillgänglig: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Ovriga-organiska-amnen/Bensen/> [2017-11-22]
- Nowak, D, J. Crane, D, E. Stevens, J, C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban forestry & Urban Greening*. Vol. 4. Sid. 115-123.
- Pérez-Urrestarazu, L. Fernández-Cañero, R. Fanco-Salas, A. Egea, G. (2015). Vertical Greening Systems and Sustainable Cities. *Journal of Urban Technology*. Vol. 22:4. Sid. 65-85.
- Pérez-Urrestarazu, L. Fernández-Cañero, R. Fanco-Salas, A. Egea, G. (2016). Influence of an active living wall on indoor temperature and humidity conditions. *Ecological Engineering*. Vol. 90. Sid. 120-124.
- Pettit, T. Irga, P, J. Abdo, P. Torpy, F, R. (2017) Do the plants in functional green walls contribute to their ability to filter particulate matter? *Building and Environment*. Vol. 125. Sid. 299-307
- Porter, J, R. (1994). Toluene removal from air by *Dieffenbachia* in a closed environment. *Adv Space Res*. Vol. 14. Sid. 99-103.
- Smith, M, T. (2010) Advances in Understanding Benzene Health Effects and Susceptibility. *Annual Review of Public Health*. Vol. 31. Sid. 133-148
- Soreanu, G., Darlington, A. Dixon, M. (2013). Botanical biofiltration of indoor gaseous pollutants – A mini-review. *Chemical engineering journal*. Vol. 229. Sid. 585-594.
- Sriprapat, W. Thiravetyan, P. (2013). Phytoremediation of BTEX from Indoor Air by *Zamioculcas zamiifolia*. *Water Air Soil Pollut*. Vol. 224:3 Sid. 1-9.
- Sriprapat, W. Suksabye, P. Areephak, S. Klantup, P. Waraha, A. Sawattan, A. Thiravetyan, P. (2014). Uptake of toluene and ethylbenzene by plants: Removal of volatile indoor air contaminants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. Vol. 102. Sid. 147-151.
- Sriprapat, W., Strand, E. S. (2016). A lack of consensus in the literature findings on the removal of airborne benzene by houseplants: Effects of bacterial enrichment. *Atmospheric Environment*. Vol. 131. Sid. 9-16.
- Stutte, G, W. (U.Å). Phytoremediation of Indoor Air: NASA, Bill Wolverton, and the Development of an industry. *Space life science Laboratory*. John F. Kennedy Space Center. Florida. USA.
- Su, Y. & Liang, Y. (2015). Foliar uptake and translocation of formaldehyde with Bracket plants (*Chlorophytum comsum*). *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 291. Sid. 120-128.
- Treesusuntorn, C. Thiravetyan, P. (2012). Removal of benzene from indoor air by *Dracaena sandreriana*: Effect of wax and stomata. *Atmospheric Environment*. Vol. 57. Sid. 317-321.
- Tarran, J. Torpy, F. Burchett, M. (2007) Use of living pot-plants to cleanse indoor air - research review. *Proceedings of Sixth International Conference on Indoor Air Quality, Ventilation & Energy Conservation in Buildings – Sustainable Built Environment*. Vol. 3. Sid. 249–256.

The Association of Home Appliance Manufacturers (AHAM). (2017). The AHAM Verification Program for Portable Electric Room Air Cleaners. Tillgänglig:

http://ahamdir.com/aham_cm/site/pages/index.html?code=r.rac.AboutThisProgram [2017-12-31]

Torpy, F. Clements, N. Pollinger, M. Dengel, A. Mulvihill, I. He, C. Irga, P. (2017). Testing the single-pass VOC removal efficiency of an active green wall using methyl ethyl ketone (MEK). *Air Qual Atmos Health*. DOI: 10.1007/s11869-017-0518-4

Tudiwer, D. Korjenic, A. (2017). The effect of an indoor living wall system on humidity, mould spores and CO_2 -concentration. *Energy and Buildings*. Vol. 146. Sid. 73-86.

United States Environmental Protection Agency. (2017). Volatile Organic Compounds Impact on Indoor Air Quality. Tillgänglig: <https://www.epa.gov/indoor-air-quality-iaq/volatile-organic-compounds-impact-indoor-air-quality> [2017-12-28]

Wang, Z. Pei, J. Zhang, JS. (2012). Modeling and simulation of an activated carbon-based botanical air filtration system for improving indoor air quality. *Building and Environment*. Vol. 54. Sid. 109-115.

Wang, Z. Pei, J. Zhang, S, J. (2014). Experimental investigation of the formaldehyde removal mechanisms in a dynamic botanical filtration system for indoor air purification. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 280. Sid. 235-243.

Wells, J, R. Schoemaeker, C. Carslaw, N. Waring, S, M. Ham, E, J. Nelissen, I. Wolkoff, P. Reactive indoor air chemistry and health – A workshop summary. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. Vol. 220. Sid. 1222-1229.

Weyens, N. Thijis, S. Popek, R. Witters, N. Przybysz, A. Espenshade, J. Gawronska, H. Vangronsveld, J. Gawronski, W, S. (2015). The Role of Plant-Microbe Interactions and Their Exploitation for Phytoremediation of Air Pollutants. *International Journal of Molecular Sciences*. Vol. 16. Sid. 25576-25604.

Wikipedia (2017a). Michaelis-Menten kinetics. Tillgänglig:

https://en.wikipedia.org/wiki/Michaelis%E2%80%93Menten_kinetics [2017-11-30]

Wikipedia (2017b). Transpiration. Tillgänglig: <https://sv.wikipedia.org/wiki/Transpiration> [2017-12-12]

Wikipedia (2017c). Kolmonoxid. Tillgänglig: <https://sv.wikipedia.org/wiki/Kolmonoxid> [2017-12-28]

Wikipedia (2017d). Trichloroethylene. Tillgänglig: <https://en.wikipedia.org/wiki/Trichloroethylene> [2017-12-29]

Wikipedia (2017e). Perkloretylen. Tillgänglig: <https://sv.wikipedia.org/wiki/Perkloretylen> [2017-12-29]

Wikipedia (2018). Hydroponics. Tillgänglig: <https://en.wikipedia.org/wiki/Hydroponics> [2018-01-01]

Wolverton, B, C. & McDonald, R, C. (1982). Foliage plants for removing formaldehyd from contaminated air inside energy-efficient homes and future space stations. *NASA technical Memorandum*. TM-84674, Sid. 1-13.

Wolverton, B, C. (1997). *Renare luft med växter – 50 rumsväxter som ger en friskare inomhusmiljö*. Stockholm. B. Wahlströms Bokförlag AB.

Wood, R, A. Burchett, M, D. Alquezar, A. Orwell, R. Tarran, J. Torphy, F. (2006). The potted-plant microcosm substantially reduces indoor air VOC pollution: 1. Office field-study. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 175. Sid. 163-180.

Wood, R. A. Orwell, L. Tarran, J. Torpy, F. Burchett, M. (2002). Potted-plant/growth media interactions and capacities for removal of volatiles from indoor air. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*. Vol. 77:1. Sid. 120-129.

World Health Organization (2010). *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. Bonn. The WHO European Centre for Environmental and Health.

Yang, S, D. Pennisi, V, S. Son, Ki-C. Kays, J, S. (2009). Screening indoor plants for volatile organic pollutant removal efficiency. *HortScience*. Vol. 44. Sid. 1377-1381.

Yoo, M, M. Kwon, Y, J. Son, K-C. (2006). Efficacy of Indoor Plants for the Removal of Single and Mixed Volatile Organic Pollutants and Physiological Effects of the Volatiles on the Plants. *Journal of American society of horticulture sciences*. Vol. 131:4. Sid. 452-458.

Xu, Z. Wang, L. Hou, H. (2011). Formaldehyde removal by potted plant-soil systems. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 192. Sid. 314-318.

Bilagor Bilaga A

Overview of studies conducted in laboratories on VOC removal by indoor plants

Reference	Plant species	VOC	VOC concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	
Aydogan and Montoya (2011)	<i>Chrysanthemum morifolium</i> , <i>Dieffenbachia compacta</i> , <i>Epipremnum aureum</i> , <i>Hedera helix</i>	Formaldehyde	2,000	81–96 % in 24 h
Baosheng et al. (2009)	<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Phoenix roebelenii</i>	Formaldehyde, acetone, benzene, toluene, xylene, styrene	5,650–9,787	2.5–34 V/h ^a
Chun et al. (2010)	<i>Ficus elastica</i> , <i>Pachira aquatica</i> , <i>Syngonium podophyllum</i>	Benzene, toluene, <i>m/p</i> -xylene, <i>o</i> -xylene	15,116	28–91 % in 12 h ^a
Cornejo et al. (1999)	<i>Chlorophytum comosum</i> , <i>Dracaena deremensis</i> , <i>Ficus elastica</i> , <i>Kalanchoë blossfeldiana</i> , <i>Magnesia</i> sp., <i>Pelargonium domesticum</i> , <i>Primula sinensis</i> , <i>Saxifraga stolonifera</i> , <i>Tradescantia fluminensis</i> <i>Azalea indica</i>	Benzene, pentane, toluene	33,543	0.6–8.5 $\mu\text{g}/\text{g}/\text{day}$
De Kempeneer et al. (2004)	<i>Chlorophytum comosum</i>	Toluene	339,000	DT95%: 7–76 h
Godish and Guindon (1989)	<i>Schefflera arboricola</i>	Formaldehyde	N/A	29–90 %
Hasegawa et al. (2003)	<i>Schefflera arboricola</i>	Formaldehyde	N/A	N/A
Hasegawa et al. (2004)	<i>Schefflera arboricola</i> , <i>Neprolepis exaltata</i>	Formaldehyde	80,600	N/A
Irga et al. (2013)	<i>Syngonium podophyllum</i> ‘White Butterfly’	Benzene	80,360	739–14,44 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}$ per pot
James et al. (2008)	<i>Nicotiana tabacum</i>	1,1,1-Trichloroethane, benzene, bromodichloromethane, carbon tetrachloride, chloroform, perchloroethylene, toluene, trichloroethylene, vinyl chloride	2,500–22,000,000	0–157 $\mu\text{g}/\text{d}^a$
Jim et al. (2013)	<i>Hedera helix</i> , <i>Melissa officinalis</i>	Formaldehyde	2,500	2.22–25.06 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{h}$
Kim and Kim (2008)	<i>Ardisia japonica</i> , <i>Epipremnum aureum</i> , <i>Spathiphyllum</i> sp., <i>Stephanotis floribunda</i> , <i>Syngonium podophyllum</i>	Formaldehyde	2,488	0.14–0.88 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{cm}^2$ in 5 h
Kim and Lee (2008)	<i>Cymbidium</i> sp., <i>Cymbidium Meglee</i> ‘Ms Taipei’, <i>Dendrobium phalaenopsis</i> , <i>Ficus benjamina</i> , <i>Oncidium</i> sp., <i>Phalaenopsis</i> sp., <i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Sedirea japonica</i> <i>Fatsia japonica</i> , <i>Ficus benjamina</i>	Formaldehyde	2,472	0.14–1.36 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{cm}^2$ in 5 h ^a
Kim et al. (2008)	<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Gardenia jasminoides</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i>	Formaldehyde	2,472	T50%: 96 min — not reached
Kim et al. (2009)	<i>Epipremnum aureum</i>	Formaldehyde	2,472	3.4–6.6 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{h}/\text{m}^3$ plant volume
Kim et al. (2010)	86 plant species divided into five groups: woody foliage plants, herbaceous foliage plants, Korean native plants, ferns and herbs	Formaldehyde	2,472	0.13–6.64 $\text{mg}/\text{m}^3/\text{cm}^2$ in 5 h
Kim et al. (2011b)	<i>Aloysia triphylla</i> , <i>Ardisia crenata</i> , <i>Ardisia japonica</i> , <i>Ardisia pusilla</i> , <i>Begonia maculata</i> , <i>Cinnamomum camphora</i> , <i>Davallia mariesii</i> , <i>Eurya emarginata</i> , <i>Farfugium japonicum</i> , <i>Fittonia verschaffeltii</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Ilex cornuta</i> , <i>Ligustrum japonicum</i> , <i>Melissa officinalis</i> , <i>Mentha piperita</i> , <i>Mentha piperita</i> ‘Citratia’, <i>Mentha suaveolens</i> , <i>Mentha suaveolens</i> ‘Variegata’, <i>Pelargonium graveolens</i> , <i>Mentha suaveolens</i> ‘Variegata’, <i>Pelargonium graveolens</i> ,	Toluene	5,000	–4.3 to 950.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{h}/\text{m}^2$

Bilaga A

Reference	Plant species	VOC	VOC concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Kim et al. (2012)	<i>Philodendron</i> sp. 'Sunlight', <i>Pinus densiflora</i> , <i>pitiosporum tobira</i> , <i>Plectranthus tomentosus</i> , <i>Rhododendron fauriei</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Salvia elegans</i> , <i>Schefflera elegatissima</i> , <i>Solerolia solerolii</i>	Toluene	4,896–13,181
Kondo et al. (1995)	<i>Artisia crenata</i> , <i>Artisia japonica</i> , <i>Begonia maculata</i>	Formaldehyde	43–300
Kondo et al. (2005)	<i>Nerium indicum</i>	Trichloroethylene, tetrahydroethylene	250–420
Lim et al. (2009)	<i>Fatsia japonica</i>	Formaldehyde	2,400
Liu et al. (2007)	<i>Citrus medica</i> 'Sarcodactylis', <i>Crassula portulaca</i> , <i>Cymbidium</i> 'Golden Elf', <i>Dendranthema morifolium</i> , <i>Dieffenbachia amoena</i> 'Tropic Snow', <i>Dracaena deremensis</i> 'Variegata', <i>Ficus microcarpa</i> 'Fuyuenis', <i>Hydrangea macrophylla</i> , <i>Nephrolepis exaltata</i> 'Bostoniensis', <i>Spathiphyllum supreme</i> <i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Dracaena marginata</i> , <i>Epipremnum aureum</i> , <i>Howea forsteriana</i> , <i>Schefflera actinophylla</i> 'Amate', <i>Spathiphyllum floribundum</i> 'Pette', <i>Spathiphyllum floribundum</i> 'Sensation'	Benzene	479
Orwell et al. (2004)	<i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Spathiphyllum</i> 'Sweet Chico'	Benzene	80,000
Orwell et al. (2006)	<i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Spathiphyllum</i> 'Sweet Chico'	Toluene, <i>m</i> -xylene	758–437,000
Oyabu et al. (2001)	<i>Epipremnum aureum</i>	Acetone, benzene, ethyl alcohol, formaldehyde, toluene, trichloroethylene, xylene	6,184–61,842
Oyabu et al. (2003a)	<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Ficus elastica</i> , <i>Nephrolepis exaltata</i> , <i>Sansevieria trifasciata</i>	Formaldehyde	6,200–49,600
Oyabu et al. (2003b)	<i>Epipremnum aureum</i>	Acetone, formaldehyde	2,394–24,758
Oyabu et al. (2003c)	<i>Epipremnum aureum</i>	Gasoline	0.01–0.05 ml liquid in a 300-l chamber
Oyabu et al. (2005)	<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Spathiphyllum</i>	Formaldehyde, toluene, xylene	3,805–9,920
Porter (1994)	<i>Dieffenbachia amoena</i> 'Tropic Snow'	Benzene, toluene	8,669 or 43,345
Sawada et al. (2007)	<i>Nicotiana tabacum</i>	Formaldehyde, styrene, toluene, xylene	5,612–24,387
Sawada and Oyabu (2008)	<i>Epipremnum aureum</i>	Formaldehyde, toluene, xylene	5,726–10,268
Stripapat and Thiraveyan (2013)	<i>Zamioculcas zamiifolia</i>	Benzene, ethylbenzene, toluene, xylene	62,392–84,806
Tani and Hewitt (2009)	<i>Epipremnum aureum</i> , <i>Spathiphyllum clevelandii</i>	Acetone, benzaldehyde, <i>iso</i> -butyraldehyde, <i>n</i> -butyraldehyde, crotonaldehyde, diethyl ketone, methacrolein, methyl ethyl ketone, methyl isobutyl ketone, methyl isopropyl ketone, methyl <i>n</i> -propyl ketone,	33–3,357

Bilaga A

Reference	Plant species	VOC	VOC concentration (µg/m ³)
Tani et al. (2007) Tresubsumton and Thiraveyan (2012)	<i>Epipremnum aureum</i> <i>Chamaedorea seifrizii</i> , <i>Scindapsus aureus</i> , <i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Philodendron domesticum</i> , <i>Ixora barbatia</i> 'Crab', <i>Monstera acuminata</i> , <i>Epipremnum aureum</i> , <i>Dracaena sandieriana</i> , <i>Ipomoea batatas</i> , <i>Scindapsus aureus</i> , <i>Syngonium podophyllum</i>	propionaldehyde, <i>iso</i> -valeraldehyde, <i>n</i> -valeraldehyde Methyl isobutyl ketone Benzene	307–3,071 62,392 0.8–2.4 mmol/m ² /s ^a 43–77 % in 72 h
Wolverton and Mcdonald (1982) Wolverton and Wolverton (1993)	<i>Aechmea fasciata</i> , <i>Aglaonema</i> 'Silver Queen', <i>Aloe barbadensis</i> , <i>Anthurium andraeanum</i> , <i>Catthea ornata</i> , <i>Chamaedorea elegans</i> , <i>Chlorophyllum comosum</i> 'Vittatum', <i>Chrysanthemum morifolium</i> , <i>Cissus rhombifolia</i> , <i>Cyclamen persicum</i> , <i>Dendrobium</i> sp., <i>Dieffenbachia camille</i> , <i>Dieffenbachia</i> 'Exotica Compacta', <i>Dieffenbachia maculata</i> , <i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Dracaena deremensis</i> 'Wameckii', <i>Dracaena fragrans</i> , <i>Dracaena marginata</i> , <i>Euphorbia pulcherrima</i> , <i>Ficus benjamina</i> , <i>Ficus sabre</i> , <i>Guzmania</i> 'Cherry', <i>Hedera helix</i> , <i>Homalomena</i> sp., <i>Kalanchoë</i> , <i>Liriope spicata</i> , <i>Neovegetia</i> cv., <i>Neprolepis exaltata</i> 'Bostoniensis', <i>Neprolepis obliterata</i> , <i>Phalaenopsis</i> sp., <i>Phloxix roebelenii</i> , <i>Rhapis excelsa</i> , <i>Rhododendron indicum</i> , <i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Senecio cruentus</i> , <i>Spathiphyllum</i> 'Clevelandii', <i>Syngonium podophyllum</i> , <i>Tulip</i> 'Yellow Present'	Formaldehyde, xylene	19,425–23,067 3,371–4,759 µg in 7 h N/A 47–1,863 µg/h
Wolverton et al. (1989)	<i>Aglaonema modestum</i> , <i>Aglaonema</i> 'Silver Queen', <i>Aloe vera</i> , <i>Chamaedorea seifrizii</i> , <i>Chlorophyllum elatum</i> , <i>Chrysanthemum morifolium</i> , <i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Dracaena deremensis</i> 'Wameckii', <i>Dracaena marginata</i> , <i>Dracaena massangeana</i> , <i>Ficus benjamina</i> , <i>Gerbera jamesonii</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Musa ornata</i> , <i>Philodendron domesticum</i> , <i>Philodendron oxycardium</i> , <i>Philodendron selloum</i> , <i>Sansevieria laurentii</i> , <i>Scindapsus aureus</i> , <i>Spathiphyllum</i> 'Mauna Loa'	Benzene, formaldehyde, trichloroethylene	316–207,535 1,555–107,653 µg in 24 h 9.2–89.8 % in 24 h
Wood et al. (2002)	<i>Dracaena deremensis</i> 'Janet Craig', <i>Howea forsteriana</i> , <i>Spathiphyllum wallisii</i> 'Pette'	Benzene, <i>n</i> -hexane	80,000–353,000 367–4,032 mg/m ³ /day/m ²
Xu et al. (2011) Yang et al. (2009)	<i>Aloe vera</i> , <i>Chlorophyllum comosum</i> , <i>Epipremnum aureum</i> <i>Anthurium andraeanum</i> , <i>Asparagus densiflorus</i> , <i>Aspidistra elatior</i> , <i>Catthea roseopicta</i> , <i>Chlorophyllum comosum</i> , <i>Codiaeum variegatum</i> , <i>Dieffenbachia seguine</i> , <i>Dracaena fragrans</i> , <i>Epipremnum aureum</i> , <i>Ficus benjamina</i> , <i>Ficus elastica</i> , <i>Fittonia argyreneura</i> , <i>Guzmania</i> sp., <i>Hedera helix</i> , <i>Hemigraphis alternata</i> , <i>Howea belmoreana</i> , <i>Hoya carnosa</i> , <i>Maranta leuconeura</i> , <i>Pelargonium graveolens</i> , <i>Peperomia clausifolia</i> , <i>Philodendron scandens</i> sp. <i>oxycardium</i> , <i>Polyscias fruticosa</i> , <i>Sansevieria trifasciata</i> , <i>Schefflera arborescens</i> , <i>Schefflera elegantissima</i> , <i>Spathiphyllum wallisii</i> , <i>Syngonium podophyllum</i> , <i>Tradescantia pallida</i>	Formaldehyde Benzene, octane, α -pinene, toluene, trichloroethylene	1,000–11,000 30,900–59,100 0–2.2 mg/h ^a 0–13.28 µg/m ³ /m ² /h
Yoo et al. (2006)		Benzene, toluene	3,204–3,779 18.8–220.2 mg/m ³ /cm ² /h

Bilaga A

Table 1 (continued)

Reference	Plant species	VOC	VOC concentration ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Removal rate or removal efficiency
Zhou et al. (2011)	<i>Cissus rhombifolia</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Spathiphyllum wallisii</i> , <i>Syngonium podophyllum</i>	Formaldehyde	15,000	2.21–4.60 mg/m^3 in 7 days
	<i>Agave potatorum</i> , <i>Aglaonema commutatum</i> ‘Golden Jewelry’, <i>Aglaonema commutatum</i> ‘White Rajah’, <i>Aglaonema commutatum</i> ‘Red Narrow’, <i>Aglaonema commutatum</i> ‘Silver Queen’, <i>Aglaonema</i> <i>commutatum</i> ‘Treubi’, <i>Alcascia macrorhiza</i> , <i>Aloe aristata</i> , <i>Aloe</i> <i>nobilis</i> , <i>Asparagus setaceus</i> , <i>Chlorophytum comosum</i> , <i>Coriaria</i> <i>fruticosa</i> , <i>Dieffenbachia amoena</i> ‘Camilla’, <i>Dieffenbachia amoena</i> ‘Green Magic’, <i>Dracaena angustifolia</i> , <i>Dracaena deremensis</i> ‘Compact’, <i>Dracaena fragrans</i> ‘Massangeana’, <i>Dracaena reflexa</i> , <i>Dracaena sanderiana</i> , <i>Gasteria gracilis</i> , <i>Philodendron marianum</i> ‘Congo’, <i>Philodendron selloum</i> , <i>Philodendron sodiroi</i> ‘Wendimbe’, <i>Sansevieria trifasciata</i> ‘Hahnii’, <i>Sansevieria trifasciata</i> ‘Laurentii’, <i>Scindapsus aureus</i> , <i>Scindapsus pictus</i> ‘Aegyraeus’, <i>Spathiphyllum</i> <i>floribundum</i> ‘Clevelandii’, <i>Syngonium podophyllum</i> , <i>Zamioculcas zamiifolia</i>			

^a Values have been extrapolated from graphs

Bilaga B

Table 1
Pollutant concentration, rates of benzene removal and pseudo-first order rate constant of indoor plants as measured by six labs. The discrepancies were over several orders of magnitude.

Plant	Pollutant concentration ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Removal rate ($\mu\text{g m}^{-2} \text{ leaf h}^{-1}$)	Pseudo-first order rate constant (m h^{-1})	References
<i>Dracaena deremensis</i> cv. Variegata	523	2460	4.70	Liu et al., 2007
<i>Dracaena fragrans</i>	30900	0.006	1.87×10^{-7}	Yang et al., 2009
<i>Dracaena Janet Craig</i>	80000	27.3	3.41×10^{-4}	Orwell et al., 2006
<i>Dracaena marginata</i>	80000	49.0	6.12×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Dracaena deremensis</i>	6970	21.7	3.10×10^{-3}	Mosaddegh et al., 2014
<i>Euphorbia aureum</i>	30900	0.005	1.50×10^{-7}	Yang et al., 2009
" "	80000	12.9	1.61×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Hedera helix</i>	1744	165	9.46×10^{-2}	Yoo et al., 2006 ^a
" "	3487	295	8.46×10^{-2}	Yoo et al., 2006
" "	30900	0.038	1.23×10^{-6}	Yang et al., 2009
<i>Howea belmoreana</i>	30900	0.008	2.72×10^{-7}	Yang et al., 2009
<i>Howea forsteriana</i>	80000	24.3	3.03×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Schefflera Amate</i>	80000	17.9	2.23×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Schefflera arboricola</i>	30900	0.005	1.5×10^{-7}	Yang et al., 2009
<i>Shefflera elegantissima</i>	30900	0.007	2.24×10^{-7}	Yang et al., 2009
<i>Spathiphyllum Petite</i>	80000	30.8	3.85×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Spathiphyllum Sensation</i>	80000	8.57	1.07×10^{-4}	Orwell et al., 2004
<i>Spathiphyllum Supreme</i>	523	445	8.51	Liu et al., 2007
<i>Spathiphyllum wallisii</i>	1740	106	6.09×10^{-2}	Yoo et al., 2006
" "	3490	501	1.43×10^{-1}	Yoo et al., 2006
" "	30900	0.008	2.55×10^{-7}	Yang et al., 2009
<i>Syngonium podophyllum</i>	1740	81	4.64×10^{-2}	Yoo et al., 2006
" "	3490	297	8.51×10^{-2}	Yoo et al., 2006
" "	30900	0.00032	1.02×10^{-8}	Yang et al., 2009

^a The pots were covered with Teflon.